

Sammakkoeläimet pääkaupunkiseudun kosteikoilla - ympäristötekijät esiintymisen ja runsauden selittäjinä.



Meri Ensiö
Maisterintutkielma
Helsingin yliopisto
Metsätieteiden maisteriohjelma
Metsien ekologia ja käyttö
Helmikuu 2021

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty Maatalous-metsätieteellinen tiedekunta		Laitos/Institution– Department Metsätieteiden osasto
Tekijä/Författare – Author Meri Ensio		
Työn nimi / Arbetets titel – Title Sammakkoeläimet pääkaupunkiseudun kosteikoilla - ympäristötekijät esiintymisen ja runsauden selittäjinä.		
Oppiaine /Läroämne – Subject Metsien ekologia ja käyttö		
Työn laji/Arbetets art – Level Maisterintutkielma	Aika/Datum – Month and year Helmikuu 2021	Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages 50
<p>Tiivistelmä/Referat – Abstract</p> <p>Kaupungistuminen on uhka luonnon monimuotoisuudelle. Sen merkittävimpiä haittavaikutuksia ovat elinympäristöjen katoaminen ja jäljelle jääneiden alueiden kytkeytyneisyyden heikentyminen. Lisäksi monille lajeille tärkeät kosteikot ovat vaarassa hävitä kaupunkirakentamisen tieltä tai kärsiä muista ihmistoiminnan aiheuttamista haitoista. Sammakkoeläimet ovat elinkiertoensa aikana riippuvaisia sekä maa- että vesiekosysteemeistä, joten kosteikot ovat niille välttämättömiä. Ne ovat paikallisia eläimiä, jotka eivät pysty siirtymään nopeasti uusille alueille. Siksi ne ovat erityisen herkkiä kytkeytyneisyyden heikentymiselle ja muille kaupunkiympäristön haasteille, kuten lisääntymis- ja talvehtimisympäristöinä toimivien kosteikkojen häviämiseksi. Sammakkoeläinten monimuotoisuus ja määrä vähenevätkin yleensä lähestyttäessä tiheään rakennettuja keskustoja.</p> <p>Tämän tutkimuksen tavoitteena on selvittää huonosti tunnettujen sammakkoeläinten lajikirjoa ja runsautta pääkaupunkiseudun eli Helsingin, Espoon ja Vantaan kosteikoilla sekä tarkastella onko elinympäristöjen kytkeytyneisyydellä vaikutusta sammakkoeläinten runsauteen ja lajimäärään tutkimusalueella. Lisäksi selvitetään vaikuttaako kosteikon kasvillisuus ja sitä ympäröivän alueen maankäyttö sammakkoeläimiin. Tutkimuksessa on mukana neljä pääkaupunkiseudulla tavattavaa sammakkoeläinlajia: ruskosammakko (<i>Rana temporaria</i>), viitasammakko (<i>Rana arvalis</i>), rupikonna (<i>Bufo bufo</i>) ja manteri (<i>Lissotriton vulgaris</i>), jotka kartoitettiin 50 kosteikolta. Manterin läsnäolo kartoitettiin aktiivisuuspyydyksillä, ja muiden lajien läsnäolo selvitettiin kurnutuslaskentojen avulla keväällä 2018. Kasvillisuuden peittävyys arvioitiin maastossa koerutujen avulla, ja maankäyttöä tutkittiin paikkatietanalyysiä hyödyntäen. Kosteikkojen kytkeytyneisyyden määrittelyyn käytetään pääkomponenttianalyysiä, jonka perusteella ne luokiteltiin kolmeen luokkaan: heikosti kytkeytynyt, hyvin kytkeytynyt ja erinomaisesti kytkeytynyt.</p> <p>Sammakkoeläimiä havaittiin 40 kosteikolta. Yleisin havaittu laji oli ruskosammakko ja toiseksi yleisin manteri. Viitasammakosta ja rupikonnasta kertyi vain vähän havaintoja. Sammakkoeläinten lajimäärä, sekä ruskosammakon ja viitasammakon runsaus, olivat suurempia niillä kosteikoilla, jotka olivat hyvin kytkeytyneet. Lisäksi kolme tai neljä sammakkoeläinlajia havaittiin todennäköisemmin erinomaisesti kytkeytyneiltä kosteikoilta. Odotusten vastaisesti rupikonnasta ja manterin runsaus olivat suurimmillaan heikosti kytkeytyneillä kosteikoilla. Sekä kosteikon kasvillisuudella että maankäytöllä havaittiin olevan merkitystä sammakkoeläimille. Runsa kasvillisuus vaikutti positiivisesti sammakkoeläinten lajimäärään sekä ruskosammakon ja manterin runsauteen. Puustoisten alueiden runsaus kosteikon lähistöllä vaikutti positiivisesti sammakkoeläinten lajimäärään ja ruskosammakon runsauteen. Lisäksi kosteikkojen määrä lähialueilla vaikutti positiivisesti sammakkoeläinten lajimäärään. Manterin runsauteen vaikutti negatiivisesti rakennetun alueen määrä kosteikon lähistöllä.</p> <p>Maankäytön merkitys ja sen vaikutukset sammakkoeläimiin on tärkeää tunnistaa, jotta elinympäristöjä voidaan suojella tehokkaasti. Tämä tutkimus vahvistaa käsitystä siitä, että pelkästään pienvesiä suojelemalla ei voida turvata sammakkoeläinten selviytymistä, vaan pitää huomioida myös kosteikkojen läheinen maaympäristö. Kaupunkiympäristössä on sammakkoeläinten kannalta tärkeää säilyttää mahdollisimman yhtenäisiä metsä- ja viheralueita sekä niiden välisiä yhteyksiä. Lisäksi on tärkeää ylläpitää runsasta vesikasvillisuutta kosteikoilla ja jättää kosteikkojen ympärille mahdollisimman luonnontilaisia suojavyöhykkeitä.</p>		
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Sammakkoeläimet, kosteikot, kytkeytyneisyys, kaupunkiekologia		
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Helsingin yliopiston kirjasto – Helda / E-thesis (opinnäytteet) ethesis.helsinki.fi		
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information Ohjaaja: Mia Vehkaoja		

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty Faculty of Agriculture and Forestry		Laitos/Institution– Department Department of Forest Sciences
Tekijä/Författare – Author Meri Ensio		
Työn nimi / Arbetets titel – Title Amphibians in the wetlands of the Helsinki metropolitan area – environmental factors explaining presence and abundance.		
Oppiaine /Läroämne – Subject Forest ecology and management		
Työn laji/Arbetets art – Level Master's thesis	Aika/Datum – Month and year February 2021	Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages 50
<p>Tiivistelmä/Referat – Abstract</p> <p>Urbanization is a great threat to biodiversity. The most notable negative effects are the loss of habitats and the decrease of connectivity between remaining areas. In addition, areas with high biodiversity, like wetlands, are at risk of disappearing from urban areas or are prone to suffer from other negative anthropogenic impacts. Amphibians are dependent on both terrestrial and aquatic ecosystems throughout their life cycle, so wetlands are detrimental for their survival. Amphibians are local animals, unable to move quickly to new areas. For these reasons, they are particularly vulnerable to negative effects of declining connectivity and other challenges of urban environment. Diversity and number of amphibians tend to decrease when moved towards densely built areas.</p> <p>The aim of this thesis was to study the diversity and abundance of amphibians in the wetlands of Helsinki metropolitan area, in cities of Helsinki, Espoo and Vantaa, and to examine whether connectivity of habitat patches influence local amphibians. In addition, It was studied whether amphibians are affected by the presence of aquatic vegetation in the wetlands and the land use surrounding them. The study included four amphibian species found in the area: common frog (<i>Rana temporaria</i>), moor frog (<i>Rana arvalis</i>), common toad (<i>Bufo bufo</i>) and smooth newt (<i>Lissotriton vulgaris</i>). Their presence and abundance was studied from 50 wetlands during spring 2018. The presence of the smooth newt was surveyed using activity traps and the presence of other species was determined by call surveys. Aquatic vegetation cover was estimated from vegetation plots and land use was studied using spatial data analysis. Principal component analysis was used to determine the connectivity of wetlands, based on which they were classified into three connectivity categories: weak, good and excellent.</p> <p>Amphibians were observed from 40 wetlands and 10 wetlands were empty. The most common observed species was the common frog and the second most common was the smooth newt. There were only few observations of moor frogs and common toads. The number of amphibian species, as well as the abundance of common frog and moor frog, were higher in wetlands of which connectivity was good or excellent. Three or four amphibian species were more likely to be observed in excellently connected wetlands. Abundance of the common toad and the smooth newt was unexpectedly greatest in weakly connected wetlands. Both aquatic vegetation cover and land use were found to be important for amphibians. Abundant aquatic vegetation had a positive effect on the number of amphibian species present, as well as the abundance of the common frog and the smooth newt. The amount of forest covered areas near the wetland had a positive effect on the number of amphibian species present and the abundance of the common frog. The amount of wetlands had a positive effect on the number of amphibian species present. The abundance of the smooth newt was negatively affected by the amount of urbanized area near the wetland.</p> <p>It is important to identify the effects of land use on amphibians in order to effectively protect their habitats. This study supports the view that protection of wetlands alone cannot ensure the survival of amphibians, and quantity and quality of nearby terrestrial environments must also be considered. In the urban environment, it is important to maintain large and well-connected green areas for amphibians and other species. It is also important to keep existing wetlands and maintain abundant aquatic vegetation in them and leave unmanaged buffer zones to their vicinity.</p>		
Avainsanat – Nyckelord – Keywords Amphibians, wetlands, connectivity, urban ecology		
Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Helsinki University Library – Helda / E-thesis (Theses) ethesis.helsinki.fi/en		
Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information Supervisor: Mia Vehkaoja		

Sisällys

1. Johdanto	6
1.1 Kaupungistuminen ja kaupunkielinympäristöt.....	6
1.1.1 Kaupungistumisen vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen	6
1.1.2 Kosteikot ja niiden merkitys kaupunkiympäristössä	7
1.2 Sammakkoeläimet ja niiden uhanalaisuus	8
1.3 Tutkitut sammakkoeläinlajit	9
1.3.1 Ruskosammakko	10
1.3.2 Viitasammakko	10
1.3.3 Rupikonna.....	10
1.3.4 Manteri	11
1.4 Sammakkoeläinten elinympäristö ja elinkierto.....	11
1.5 Kaupunkiympäristön haasteet sammakkoeläimille.....	12
1.6 Sammakkoeläimet pääkaupunkiseudulla	13
1.7 Tutkimuksen tavoitteet ja tutkimuskysymykset.....	14
2. Aineistot ja menetelmät	16
2.1 Tutkimusalue ja kohteiden valinta	16
2.2 Kurnutuslaskenta	17
2.3 Mantereiden pyynti	18
2.4 Ympäristömuuttujat	20
2.5 Paikkatietoanalyysi	20
2.6 Kytkeytyneisyys	21
2.7 Tilastolliset analyysit.....	23
3. Tulokset	24
3.1 Sammakkoeläinten lajimäärä kohteilla ja siihen vaikuttavat tekijät.....	24
3.2 Lajikohtainen esiintyminen ja runsaus sekä niitä selittävät tekijät.....	28
3.2.1 Ruskosammakko	28
3.2.2 Rupikonna.....	31
3.2.3 Viitasammakko	32
3.2.4 Manteri	33
4. Tulosten tarkastelu	35
4.1 Sammakkoeläinten kartoituksen tulokset.....	35
4.1.1 Kytkeytyneisyyden merkitys.....	36
4.2 Kasvillisuuden ja maankäytön merkitys sammakkoeläimille	38
4.2.1 Vesikasvillisuus	38

4.2.2 Maankäyttö	39
4.3 Tulosten yleistettävyys, luotettavuus ja virhelähteet	40
4.4 Sammakkoeläinten tulevaisuus pääkaupunkiseudulla	41
5. Johtopäätökset	43
6. Kirjallisuus.....	44

1. Johdanto

1.1 Kaupungistuminen ja kaupunkielinympäristöt

Viime vuosisatojen aikana kaupungistuminen on kiihtynyt ja kaupungit ovat kasvaneet entistä suuremmiksi (Alberti 2008). Suomessa suurin asutuskeskittymä on pääkaupunkiseudun alue, jossa asui vuoden 2018 lopussa 1,16 miljoonaa ihmistä (Jaatinen 2020). Pääkaupunkiseudun väestö on kaksinkertaistunut vuodesta 1962 (Laakso 2012). Tämän myötä rakennetun alueen pinta-ala on kasvanut, ja kasvun uskotaan jatkuvan myös tulevaisuudessa. Vuonna 2035 pääkaupunkiseudun väestönmäärän arvioidaan olevan vähintään 1,5 miljoonaa (Laakso 2012). Asukasmäärän kasvu ja sitä seuraava kaupunkirakenteen tiivistyminen ovat uhka luonnon monimuotoisuuden säilymiselle maailmanlaajuisesti ja Suomessa (Pullin 2002).

Kaupunkien alueella ihmistoiminta on suurin ympäristöä muokkaava voima (Alberti 2008). Ihmisen rakentaessa ympäristö muuttuu ja kaupunkialueiden ekosysteemit eroavat luonnollisista ekosysteemeistä monin tavoin (Alberti 2008). Lisäksi kaupunkialueille syntyy täysin uudenlaisia ekosysteemejä, kuten puistoja ja puutarhoja (Niemelä ym. 2011). Kaupungissa ihmistoiminta vaikuttaa elinympäristöjen rakenteeseen ja toimintaan, kuten hydrologiaan, maanpeitteeseen, häiriödynamiikkaan, ravinteiden kiertoon sekä resurssien saatavuuteen (Alberti 2008). Nämä vuorostaan vaikuttavat luonnon monimuotoisuuteen suoraan, esimerkiksi hävittämällä elinympäristöjä, ja epäsuorasti, kuten elinympäristöjen laatua heikentämällä (Niemelä ym. 2011). Ihmisen aiheuttamat muutokset muokkaavat lajien levinneisyyttä ja runsautta sekä lajien välisiä vuorovaikutussuhteita (Alberti 2008).

1.1.1 Kaupungistumisen vaikutukset luonnon monimuotoisuuteen

Yksi kaupunkien selvimpiä vaikutuksia luonnon monimuotoisuudelle on kytkeytyneisyyden heikentyminen ja reunavaikutuksen lisääntyminen, kun rakennetun ympäristön määrä lisääntyy ja yhtenäisistä ympäristöalueista jää jäljelle useita pieniä ja eristyneitä laikkuja (Niemelä ym. 2011, LaPoint ym. 2015). Kytkeytyneisyydellä tarkoitetaan ympäristölaikkujen yhteyksiä muihin läheisiin ympäristölaikkuihin ja yksilöiden mahdollisuutta liikkua niiden välillä (Hanski 1999). Kytkeytyneisyys on lajikohtaista, ja eri lajit tarvitsevat eri kokoisia yhtenäisiä alueita ja niiden välisiä käytäviä menestyäkseen (Dodd 2010).

Kytkeytyneisyys on kriittisen tärkeä maiseman ominaisuus sekä yksittäisten populaatioiden että metapopulaatioiden kannalta (Hanski 1999). Metapopulaatiolla tarkoitetaan alueellista populaatiota, joka muodostuu useista paikallisista populaatioista, joiden välillä tapahtuu levittäytymistä ja geenivirtaa. Vaikka osa populaatioista kuolisi sukupuuttoon, kolonisaatio muista paikallispopulaatioista on mahdollista, ja yksittäisistä sukupuutoista huolimatta metapopulaatio kokonaisuudessaan pysyy elinvoimaisena (Hanski 1999). Pienillä ja heikosti kytkeytyneillä ympäristölaikuilla monet lajit eivät pärjää, kun populaation koko pienenee ja sukupuuton riski kasvaa.

Kaupungeissa lajisto poikkeaa alkuperäisestä (Alberti 2008). Lievän kaupungistumisen myötä alueen lajimäärä saattaa nousta, sillä kaupunkiympäristöön leviää uusia lajeja esimerkiksi puutarhoista, ja kaikenlaisilla reuna-alueilla esiintyy yleensä suurempi joukko lajeja (Niemelä ym. 2011). Yleisesti ottaen voimakas kaupungistuminen lopulta vähentää alueen lajimäärää, sillä laadukkaat elinympäristöt vähenevät (Niemelä ym. 2011). Eristyneisyyden vaikutuksia voidaan ehkäistä ja luonnon monimuotoisuutta ylläpitää kaupungeissa, kun pidetään huolta riittävän laajoista ja yhtenäisistä viheralueista (Niemelä ym. 2011, Parris 2016).

1.1.2 Kosteikot ja niiden merkitys kaupunkiympäristössä

Kosteikko on vaikeasti määriteltävä termi, jolla kuvataan keskenään hyvin erilaisia ympäristöjä (Ramsar Convention Secretariat 2010). Tässä tutkimuksessa kosteikoiksi luetaan sekä pysyvävetiset että kausittain tulvivat, matalat vesialueet ja kosteat maa-alueet, sekä virtavesien yhteydessä olevat hitaan virtauksen suvantoalueet, joilla esiintyy kosteikolle tyypillistä kasvi- ja eläinlajistoa, kuten sammakkoeläimiä.

Kosteikot ovat yksi maailman tärkeimmistä ekosysteemeistä, ja niillä on luonnon ja ihmisen kannalta monia tärkeitä toimintoja (Ramsar Convention Secretariat 2010). Kosteikot toimivat vesivarastoina, tulvahuippujen tasoittajina, hidastavat veden virtausta, suodattavat vedestä pois haitallisia aineita ja tarjoavat mahdollisuuksia monipuoliseen virkistyskäyttöön (Alberti 2008, Hassall 2014, Mitsch ja Gosseling 2015). Lisäksi niillä elää runsas ja monimuotoinen joukko kosteisiin ympäristöihin erikoistuneita lajeja (Hassall 2014, Mitsch ja Gosseling 2015).

Ihmisten vaikutus kosteikkoihin on ollut merkittävä (Hassall 2014, Mitsch ja Gosseling 2015). Eri-tyisesti viimeisten vuosisatojen aikana suuri osa kosteikoista on kuivattu pois maa- ja metsätalouden tai kaupunkirakentamisen tieltä tai niiden toimintaa on muulla tavoin häiritty (Mitsch ja Gosseling 2015). Euroopan alkuperäisistä kosteikoista on kadonnut 60–80 % (Mitsch ja Gosseling 2015).

Viime aikoina on onneksi herätty arvostamaan kosteikkoja ja niiden monimuotoisuutta, mikä on johtanut parempaan kosteikkoympäristöjen suojeluun ja hoitoon (Mitsch ja Gosseling 2015).

Myös kaupungeissa kosteikot ovat tärkeitä elinympäristöjä monipuoliselle lajistolle (Hassall 2014). Kaupunkikosteikot ovat kuitenkin erityisen alttiita ihmisen aiheuttamille muutoksille (Hassall 2014, Vehkaoja ym. 2020). Kaupunkiympäristöissä vesi liikkuu luonnonmukaisia ympäristöjä nopeammin ja kerää matkalla mukaansa runsaasti veden laatua heikentäviä aineksia, kuten roskia, ravinteita ja saasteita (Alberti 2008, Mitsch ja Gosseling 2015). Nopeampi virtaus selittyy läpäisemättömän pinnan, kuten betonin tai asfaltin, suurella määrällä. Lisäksi läpäisemättömien pintojen lisääntyessä vettä sitova kasvillisuus ja vettä läpäisevä maanpeite vähenevät, jolloin veden pidättyminen ja suodattuminen vähenee sekä pintavalunta ja vedenkorkeuden äkilliset vaihtelut lisääntyvät (Alberti 2008, Mitsch ja Gosseling 2015). Tällöin suurempi osa haitallisista aineista päättyy veden mukana kosteikoille (Hassall 2014). Huono vedenlaatu voikin heikentää kosteikon arvoa luonnon monimuotoisuuden kannalta (Edgar 2010, Hassall 2014).

1.2 Sammakkoeläimet ja niiden uhanalaisuus

Sammakkoeläimet (Amphibia) ovat ensimmäisiä maaelämään sopeutuneita selkärangaisia (Wells 2008). Maailmanlaajuisesti niitä tunnetaan 6 347 lajia (Dodd 2010). Suurin osa sammakkoeläimistä viettää osan elämästään maalla ja osan vedessä (Wells 2008). Muita sammakkoeläimiä yhdistäviä piirteitä ovat vaihtolämpöisyys ja läpäisevä iho, joka toimii myös hengityspintana, sekä monilla lajeilla elinkiertoon kuuluva muodonvaihdos (Dodd 2010).

Ekosysteemissä sammakkoeläimet toimivat energiaa ja biomassaa kuljettavina vektoreina vesi- ja maaympäristöjen välillä (Whitfield Gibbons ym. 2006). Ne ovat sekä saaliita että saalistajia (Kingsbury ja Gibson 2012). Aikuinen sammakkoeläin on maistuva välipala monelle pedolle, kuten ketulle, näädälle, linnuille, petokaloille tai käärmeille (Lappalainen ja Sirkiä 2009). Nuijapäitä sen sijaan uhkaavat pienemmät saalistajat, kuten sudenkorennotoukat (Lappalainen & Sirkiä 2009). Aikuiset sammakkoeläimet syövät pieniä selkärangattomia, kuten nilviäisiä ja hyönteisiä (Dodd 2010). Joidenkin sammakkoeläinten toukat syövät aluksi kasviravintoa ja siirtyvät myöhemmin saalistamaan pieniä vesiselkärangattomia (Lappalainen ja Sirkiä 2009). Toiset lajit ovat petoja alusta alkaen (Lappalainen ja Sirkiä 2009).

Sammakkoeläinten tilanne on maailmanlaajuisesti huono. Viimeisen 20 vuoden aikana kolmasosa lajeista on kuollut sukupuuttoon ja vielä useammat ovat taantuneet tai muuttuneet uhanalaisiksi (Stuart ym. 2004, Dodd 2010). Tähän on esitetty useita syitä, kuten ilmastonmuutos, elinympäristöjen tuhoutuminen, saasteet, happamoituminen, taudit, haitalliset vieraslajit ja otsonikerroksen ohentumisen myötä lisääntynyt UV-B-säteily (Wells 2008, Dodd 2010). Elinympäristöjen katoaminen ja niiden laadun heikkeneminen on arvioitu tärkeimmiksi syiksi sammakkoeläinten ahdinkoon (Stuart ym. 2004, Cushman 2006, Purrenhage ja Boone 2009, Dodd, 2010). Rakentaminen, maa- ja metsätalous, tieverkoston laajentuminen sekä kosteikkojen vähentyminen ja niiden laadun heikentyminen ovat osaltaan hävittäneet sammakkoeläimille sopivia elinympäristöjä ja heikentäneet jäljelle jääneiden elinympäristölaikkujen kytkeytyneisyyttä (Stuart ym. 2004, Cushman 2006, Piha 2006).

1.3 Tutkitut sammakkoeläinlajit

Suomessa vakituiseen lajistoon kuuluu viisi sammakkoeläinlajia (Terhivuo 1998). Kaksi näistä kuuluu salamanderieläimiin (Caudata) ja kolme sammakoihin (Anura). Tutkimuksessa on mukana neljä lajia, joita tavataan pääkaupunkiseudun alueella. Nämä ovat aitosammakoiden heimoon (Ranidae) kuuluvat viitasammakko (*Rana arvalis*, Nilsson 1842) ja ruskosammakko (*Rana temporaria*, Linnaeus 1758), konnien heimoon (Bufonidae) kuuluva rupikonna (*Bufo bufo*, Linnaeus 1758) sekä vesiliskoihin (Salamandridae) kuuluva manteri (*Lissotriton vulgaris*, Linnaeus 1758). Vesiliskoihin kuuluvaa rupimantteria (*Triturus cristatus*, Laurenti 1768) tavataan vain Ahvenanmaalla ja Kaakkois-Suomessa.

Kaikki Suomen sammakkoeläimet ovat rauhoitettuja luonnonsuojeluasetuksen (160/1997) nojalla. Niiden tappaminen, pyydystäminen, häirintä tai siirtäminen on kielletty. Rauhoitus koskee aikuisten lisäksi myös kutua ja nuijapäitä. Lisäksi viitasammakko, ruskosammakko ja rupimantteri mainitaan Euroopan unionin luontodirektiivissä, jonka mukaan niiden lisääntymis- ja levähdyspaikkojen hävittäminen ja heikentäminen on kiellettyä (Ympäristöministeriö 2011). Rupimantteri on luokiteltu Suomessa erittäin uhanalaiseksi ja muut lajit elinvoimaisiksi (Hyvärinen ym. 2019).

1.3.1 Ruskosammakko

Suomen yleisin ja laajimmalle levinnyt sammakkoeläin on ruskosammakko (puhekielessä usein pelkkä sammakko), joka elää koko maassa (Terhivuo 1977). Täysikasvuinen ruskosammakko on kooltaan 7–9 cm ja perusvärykseltään ruskea (Terhivuo 1998). Ruskosammakko elää monenlaisissa ympäristöissä, kuten metsissä, soilla ja puutarhoissa (Arnold ym. 1981). Kutupaikan suhteen ruskosammakon vaatimukset ovat väljemmät kuin muilla suomalaisilla lajeilla (Haapanen 1982). Ruskosammakko saattaa kutea esimerkiksi vähävetiseen ojanpohjaan, joka todennäköisesti kuivuu ennen kuin nuijapääät ehtivät käymään läpi muodonvaihdosta.

1.3.2 Viitasammakko

Viitasammakkoa tavataan koko maassa, mutta pohjoisessa se on ruskosammakkoa harvalukuisempi (Jokinen 2012). Viitasammakon runsaudesta ei ole tietoa, mutta paikoitellen se saattaa olla yhtä runsas kuin ruskosammakko (Jokinen 2012). Täysikokoinen viitasammakko on 5–7 cm pitkä ja huomattavan paljon ruskosammakon näköinen (Terhivuo 1998). Paras lajit toisistaan erottava tuntomerkki on viitasammakon takajalan metatarsaalikyhmy, joka on huomattavasti suurempi kuin ruskosammakolla (Terhivuo 1998). Viitasammakko on ruskosammakkoa vaativampi elinympäristönsä suhteen, ja se suosii erityisen reheviä ja kosteita ympäristöjä, kuten soita (Arnold ym. 1981). Se kutee mielellään pysyvävetisiin kosteikkoihin, joissa kuivumisen riskiä ei ole (Saarikivi 2018).

1.3.3 Rupikonna

Rupikonaa tavataan erityisesti Etelä- ja Keski-Suomessa, ja pohjoisessa sen levinneisyys rajoittuu noin Rovaniemen korkeudelle (Terhivuo 1977). Rupikonna on kooltaan 7–11 cm ja värykseltään selkäpuolelta ruskea ja vatsapuolelta harmahtava (Terhivuo 1998). Rupikonna elää monenlaisissa ympäristöissä, ja se pärjää muita lajeja kuivemmissa olosuhteissa (Arnold ym. 1981). Rupikonna suosii kutupaikkana syvempiä vesiä, joilla ei ole kuivumisvaaraa (Laurila 1998). Se pystyy kutemaan myös murtoveteen (Laurila 1998). Rupikonna on myrkyllinen, ja siksi se pärjää muita lajeja paremmin kalaisissa vesistöissä (Laurila ja Aho 1997). Se erittää rauhasistaan bufotaliinia ja budoteinia, jotka tekevät siitä pahanmakuisen (Lappalainen ja Sirkiä 2009).

1.3.4 Manteri

Manteri on Euroopan salamanterieläimistä pohjoisimmaksi levinnyt, ja Suomessa sen levinneisyys yltää noin Oulun korkeudelle (Terhivuo 1977). Etelässä manteri on melko runsas, mutta piilottelevien elintapojen vuoksi sitä pääsee harvoin näkemään luonnossa (Lekola 1998). Manteri on noin 8 cm pitkä ja selkäpuolelta tumma ja täplikäs (Lekola 1998). Kutuaikaan koiraille on korea kutuasua, johon kuuluu tyylikäs harja (Lekola 1998). Manterille mieluisia kutupaikkoja ovat rehevät lammit, ojat ja murtovesialtaat (Lekola 1998).

1.4 Sammakkoeläinten elinympäristö ja elinkierto

Sammakkoeläimet ovat riippuvaisia sekä maa- että vesiekosysteemeistä (Semlitsch ja Bodie 2003, Dodd 2010). Vaateliaisuutensa, hidasliikkeisyytensä ja paikkauskollisuutensa takia niitä pidetään yleisesti hyvänä lajiryhmänä kuvaamaan ympäristön tilaa (Hartwell ym. 1998, Waddle 2006). Menestyäkseen sammakkoeläimet tarvitsevat puhtaita kosteikkoja lisääntymistä varten, rauhallisia talvehtimispaikkoja ja turvalliset vaellusreitit näiden välille (Semlitsch 2000).

Suomalaiset sammakkoeläimet saapuvat keväällä lisääntymään kosteikoille (Haapanen 1982). Kutuajassa on vuotuista vaihtelua, ja siihen vaikuttavat monet tekijät, kuten lämpötila ja jäätilanne (Dodd 2010). Ruskosammakko kutee ensimmäisenä, ja viitasammakko ja rupikonna aloittavat kudun keskimäärin 2 viikkoa ruskosammakon jälkeen, mutta usein kutu menee kaikilla lajeilla ajallisesti ja paikallisesti osin päällekkäin (Lappalainen & Sirkiä 2009). Manterit saapuvat kutemaan huhti-kesäkuussa (Lekola 1998). Kutu lasketaan veteen, missä toukat kehittyvät ja kasvavat muodonvaihdokseen asti, minkä jälkeen ne nousevat maalle pieninä aikuisina (Wells 2008).

Aikuiset sammakkoeläimet viettävät kesällä piilottelevaa elämää pääosin maalla (Dodd, 2010). Niiden kesäaikaisista liikkeistä ja elinpiirin koosta tiedetään vähän (Stumpel 2004, Jokinen 2012). Yleensä kesäelinympäristö sijaitsee kutulammen lähetyvillä (Rittenhouse ja Semlitsch 2007). Semlitsch ja Bodie (2003) arvioivat sammakkoeläinten kesäelinympäristön ydinalueen kooksi 159–290 metrin suuruisen vyöhykkeen lisääntymiskosteikon ympäriltä. Sopivia ympäristöjä löytyy soilta, rantaniityiltä, metsistä ja puutarhoista (Semlitsch ja Bodie 2003, Stumpel 2004). Talvikauden sammakkoeläimet viettävät horroksessa (Terhivuo 1998). Syysvaellus talvehtimispaikoille alkaa lämpötilan

pudotessa nollan tuntumaan (Lappalainen ja Sirkiä 2009). Useimmiten talvehtimispaikkana ovat vesistöt ja niiden pohjamuta, mutta ainakin manterin ja rupikonnin tiedetään talvehtivan myös maalla (Saarikivi 2018).

Sammakkoeläimet vaeltavat säännöllisesti eri vuodenaikoina tarvittujen ympäristöjen välillä (Vos 1999, Semlitsch 2008, Kovar ym. 2009). Parhaimmillaan sammakot (Anura) voivat vaeltaa useita kilometrejä ja manterit satoja metrejä (Kovar ym. 2009, Edgar 2010). Keväisen muuton pituudeksi on mantereilla arvioitu 161–866 m, ruskosammakolla 2214 m, viitasammakolla 1001 m ja rupikonalla 254–1379 m, mutta matkan pituus voi vaihdella paljon ympäristöstä riippuen (Kovar ym. 2009). Liikkuessaan sammakkoeläimet suosivat peitteistä maastoa ja välttelevät avoimia alueita (Vos 1999, Mazerolle ja Desrochers 2005).

1.5 Kaupunkiympäristön haasteet sammakkoeläimille

Sammakkoeläimet ovat paikallisia eläimiä, jotka eivät pysty siirtymään nopeasti pitkiä matkoja (Haapanen 1970, Stumpel 2004, Edgar 2010). Siksi ne ovat erityisen herkkiä kytkeytyneisyyden heikentymiselle ja muille kaupunkiympäristön mukanaan tuomille haasteille, kuten elinympäristöjen katoamiselle ja veden laadun heikentymiselle (Vos ja Chardon 1998, Hamer & McDonnell 2008, Wells 2008, Kovar ym. 2009, Downie ym. 2019).

Sammakkoeläimille tärkeitä alueita, kuten kosteikkoja ja metsiä, on hävitetty kaupunkirankentamisen tieltä (Semlitsch 2000, Price ym. 2005, Hamer & McDonnell 2008). Tämän myötä jäljelle jääneiden elinympäristölaikkujen väliset etäisyydet ovat kasvaneet ja niiden kytkeytyneisyys on heikentynyt (Semlitsch ja Bodie 2003). Sopivien kosteikkojen tiheys ja niiden välisen ympäristön laatu ovat populaation toiminnan kannalta tärkeitä, ja yksittäisen populaation kohtalo on vahvasti sidoksissa muihin läheisiin populaatioihin (Semlitsch 2000, Stumpel 2004, Edgar 2010). Sopivien lisääntymisympäristöjen katoaminen johtaa yksilömäärien vähenemiseen, ja silloin on epätodennäköistä, että yksilöitä riittää leviämään mahdollisissa sukupuutoissa autioituneille tyhjille ympäristölaikuille (Hanski 1999). Pieni eristynyt populaatio on altis sisäsiirtoisuudelle, taudeille ja sattumanvaraisille katastrofeille, kuten kuivuudelle tai kosteikon talviseen läpijäätymiseen (Kingsbury ja Gibson 2012, Hanski 1999).

Elinympäristölaikkujen etäisyyden lisäksi olennaista on maiseman läpäisevyys (Vos ym. 2001). Eri-laiset ihmisen luomat rakenteet kuten rakennukset, tiet ja rautatiet toimivat sammakkoeläimien liik-kumista estävinä muureina (Vos ym. 2001, Kingsbury ja Gibson 2012). Lisäksi tiet aiheuttavat suoraa

kuolleisuutta (Hels ja Buchwald 2001, Cayuela ym. 2019). Todennäköisyys sille, että sammakkoeläin kuolee tietä ylittäessään, vaihtelee 34–61 %:n välillä pienemmillä teillä ja 89–98 %:n välillä moottoriteillä (Hels ja Buchwald 2001). Liikennekuolleisuus on erityisen merkittävää lisääntymisalueiden lähistöllä kevätaikaan (Zhang ym. 2018, Cayuela ym. 2019, Helldin & Petrovan 2019).

Kaupungeista löytyy onneksi myös sammakkoeläimille sopivia ympäristöjä kuten puistoja, metsiä, puutarhoja ja golfkenttiä, joita pitkin sammakkoeläimillä on mahdollisuus liikkua paikasta toiseen (Kingsbury ja Gibson 2012, Holzer 2014, Saarikivi 2016). Sopivien maaympäristöjen häviäminen hankaloittaa sammakkoeläinten liikkumista, sillä ne välttelevät avoimia alueita ja suosivat varjoisia kasvillisuuden peittämiä reittejä, joista löytyy sopivia piilopaikkoja, kuten lahoppua (Mazerolle ja Desrochers 2005, Purrenhage ja Boone 2009, Kingsbury ja Gibson 2012). Lisäksi pienet kosteikat ja kosteat painanteet isompien vesistöjen välissä ovat tärkeitä, sillä ne toimivat astinkivinä, joita pitkin sammakkoeläimet voivat levitä uusille alueille (Semlitsch 2000).

Huono lisääntymiskosteikon veden laatu vaikuttaa suoraan sammakkoeläimiin ja niiden populaatioihin, sillä läpäisevän ihonsa takia ne ovat herkkiä haitallisille kemikaaleille (Wells 2008). Erityisesti alttiina ovat vedessä elävät munat ja nuijapääät (Wells 2008). Myrkyt voivat aiheuttaa suoraa kuolleisuutta tai esimerkiksi kehityshäiriöitä (Wells 2008). Tämä voi olla ongelmallista erityisesti kaupunkialueilla, joissa kosteikoihin saattaa päätyä suuria määriä haitallisia aineita (Hassall 2014, Mitsch ja Gosseling 2015). Vesikasvillisuuden runsauden on monissa tutkimuksissa havaittu korreloivan positiivisesti sammakkoeläinten levinneisyyden ja runsauden kanssa (Laurila 1998, Vos 1999, Mazerolle ym. 2005, Holzer 2014). Runsas vesikasvillisuus sitoo myrkkyjä (Hassall 2014) ja tarjoaa piilopaikkoja (Stumpel 2004).

1.6 Sammakkoeläimet pääkaupunkiseudulla

Pääkaupunkiseudulla on 2000-luvulla tehty kuntakohtaisia selvityksiä sammakkoeläinten levinneisyydestä (Herrero 2006, Saarikivi 2008, Saarikivi ja Nieminen 2012, Saarikivi 2018), mutta kattavaa ja täysin ajantasaista tietoa ei ole saatavilla, ja erityisesti manterin levinneisyys tunnetaan huonosti. Ruskosammakko on alueen sammakkoeläinlajeista yleisin (Saarikivi 2008, Saarikivi 2018). Rupi-konna ja viitasammakkoja on vähemmän, ja niiden levinneisyys on keskittynyt pääkaupunkiseudun reuna-alueille (Saarikivi 2008, Saarikivi 2018).

Vuonna 2018 selvitettiin viitasammakon esiintymistä Vantaalla (Saarikivi 2018). Potentiaalisia viitasammakon elinympäristöjä kierrettiin keväällä ja niiltä kartoitettiin havainnot sammakkoeläimistä.

Kartoituksessa yleisin havaittu sammakkoeläin oli ruskosammakko. Lisäksi viitasammakosta, rupikonnasta ja manterista saatiin joitakin havaintoja. Viitasammakolle parhaiten sopiviksi elinympäristöiksi todettiin kaupungin reuna-alueiden metsälammet. Tiheimmin asutuilta alueilta viitasammakko puuttui.

Helsingissä selvitettiin laajasti matelija- ja sammakkoeläinten tilannetta vuonna 2007 ja todettiin molempien lajiryhmien taantuneen (Saarikivi 2008). Kartoituksessa tunnistettiin 16 sammakkoeläimille ja matelijoille tärkeää aluetta. Tulosten perusteella ruskosammakko oli Helsingin alueen yleisin sammakkoeläin, mutta myös mantereita havaittiin monin paikoin samoilla alueilla. Rupikonnat todettiin olevan harvalukuinen ja sen levinneisyyden keskittyvän saaristoon ja metsäisille alueille Pohjois- ja Itä-Helsinkiin. Viitasammakko oli sammakkoeläinlajeista harvinaisin, ja siitä saatiin varmoja havaintoja vain kahdelta alueelta.

Espoon alueelta tietoa on saatavilla erityisen huonosti. Vuonna 2006 Espoossa kartoitettiin viitasammakon esiintymistä kahdeksalla kohteella, ja samalla kirjattiin myös muut havaitut sammakot (Anura) (Herrero 2006). Kohteiden pienen määrän perusteella ei kuitenkaan voi sanoa mitään sammakkoeläinten levinneisyydestä tai runsaudesta koko kaupungin alueella.

1.7 Tutkimuksen tavoitteet ja tutkimuskysymykset

Tässä tutkimuksessa pyritään laajentamaan tietoa Suomen sammakkoeläimistä osana kaupunkiluontoa ja lisäämään ymmärrystä siitä, mitkä maiseman ja kosteikon piirteet ovat sammakkoeläinten levinneisyyden kannalta merkittäviä.

Tutkimuksen kaksi päätavoitetta ovat:

1. Selvittää pääkaupunkiseudun pienvesissä elävien sammakkoeläinten runsautta ja lajikirjoa ja tarkastella, onko kytkeytyneisyydellä vaikutusta sammakkoeläinten runsauteen ja lajikirjoon.
2. Tutkia sammakkoeläinpopulaatioihin vaikuttavia ympäristötekijöitä, joita olivat tässä yhteydessä kosteikon pinta-ala ja kosteikkoa ympäröivä kasvillisuus ja maankäyttö.

Vaikka sammakkoeläinten levinneisyyttä on kartoitettu pääkaupunkiseudulla 2000-luvulla, ei kytkeytyneisyyden tai muiden ympäristötekijöiden vaikutuksia ole näissä kartoituksissa tarkasteltu lainkaan. Hankalasti tutkittavana lajina manteri on jäänyt vähälle huomiolle, ja sen levinneisyydestä on saatavilla heikosti tietoa. Lisäksi aikaisemmat kartoitukset ovat rajoittuneet aina yhden kunnan alueelle, eikä levinneisyyttä koko pääkaupunkiseudun mittakaavassa ole selvitetty. Tiedon puute lajien

esiintymisestä, runsauksista ja niihin vaikuttavista tekijöistä tekee mahdollisten suojelutoimien suunnittelusta ja niiden tarpeellisuuden arvioinnista vaikeaa (Dodd 2010).

Työn tutkimuskysymykset ja hypoteesit ovat:

1. Onko sammakkoeläinten lajimäärä ja runsaus suurempi niillä kosteikoilla, jotka ovat hyvin kytkeytyneitä?

H₁: Sammakkoeläinten runsaus ja lajikirjo on sitä suurempi, mitä paremmin kosteikko on kytkeytynyt.

H₀: Kytkeytyneisyydellä ei ole vaikutusta sammakkoeläinten esiintymiseen tai runsauteen.

2. Vaikuttaako kosteikon kasvillisuus sammakkoeläinten esiintymiseen ja runsauteen?

H₁: Sammakkoeläinten runsaus ja lajikirjo ovat runsaampia niillä kosteikoilla, joilla on runsaasti vesikasvillisuutta.

H₀: Vesikasvillisuuden runsaudella ei ole vaikutusta sammakkoeläinten esiintymiseen tai runsauteen.

3. Vaikuttaako kosteikkoa ympäröivä maankäyttö sammakkoeläinten esiintymiseen ja runsauteen?

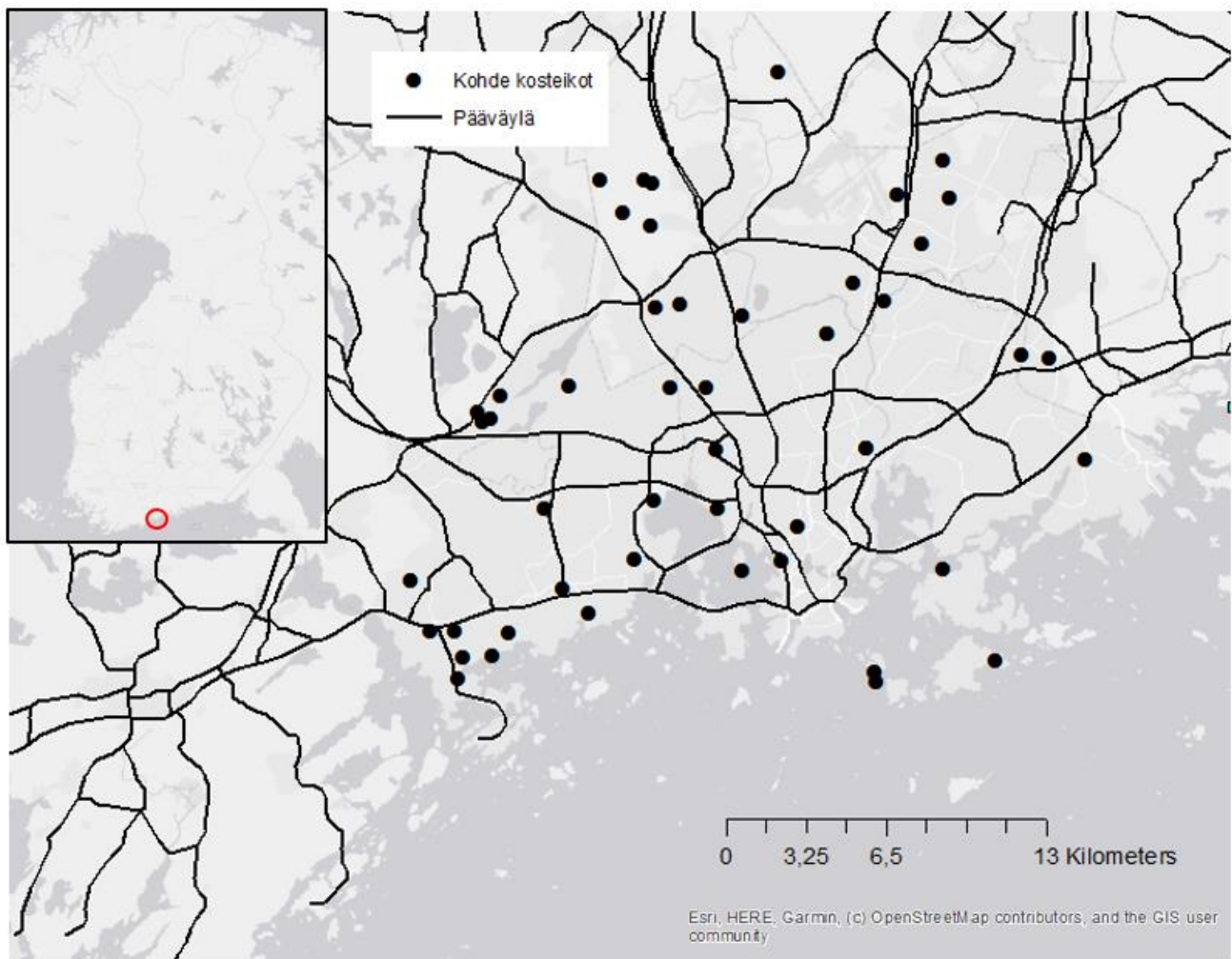
H₁: Sammakkoeläinten runsaus ja lajikirjo ovat vähäisempiä niillä kosteikoilla, joiden läheisyydessä on paljon teitä ja rakennettuja alueita, ja vastaavasti runsaampia silloin, kun kosteikon läheisyydessä on paljon metsiä, viheralueita ja kosteikkoja.

H₀: Teillä tai rakennetuilla alueilla ei ole negatiivista vaikutusta sammakkoeläinten lajimäärään tai runsauteen. Eikä metsillä, viheralueilla tai kosteikoilla ole positiivista vaikutusta sammakkoeläinten lajimäärään tai runsauteen.

2. Aineistot ja menetelmät

2.1 Tutkimusalue ja kohteiden valinta

Tutkimusalue sijaitsee Itämeren rannalla Etelä-Suomessa pääkaupunkiseudun alueella ja siihen kuuluu alueen kolme suurinta kaupunkia: Espoo, Helsinki ja Vantaa. Alueen koko on 669 km² (Vehkaoja ym. 2020) (Kuva 1.), ja se kuuluu eteläboreaaliseen kasvillisuusvyöhykkeeseen (Venäläinen ym. 2019). Toukokuun keskilämpötila oli Helsingissä (vuosina 1981–2010) 10,2 celsiusastetta (Venäläinen ym. 2019). Alueella sijaitsevat Sipoonkorven ja Nuuksion kansallispuistot jätettiin tutkimusalueen ulkopuolelle, sillä tarkoitus oli tutkia sammakkoeläimiä kaupunkiympäristössä, eikä kansallispuistojen katsottu edustavan haluttuja elinympäristötyyppejä.



Kuva 1. Tutkittujen kosteikkojen sijainti tutkimusalueella. Tutkimusalue sijaitsee pääkaupunkiseudulla Suomen etelärannikolla (punainen ympyrä pienemmässä kartassa).

Mahdollisimman moni tutkimusalueella sijaitseva kosteikko etsittiin kartta- ja satelliittikuvista, ja näiden joukosta valittiin tutkimuskohteiksi 50 kohdetta satunnaisotannalla RStudio-ohjelmalla (versio 1.3.1073) randomizeR-paketin avulla, kuitenkin siten että jokaisen kaupungin alueelta valittiin mukaan suunnilleen yhtä monta kohdetta. Mukaan valikoitui 19 kohdetta Espoosta, 16 Helsingistä ja 15 Vantaalta. Alun perin valituista kohteista neljä jouduttiin vaihtamaan maastotöiden alkaessa, sillä kohteelle saavuttaessa ne olivat kuivia. Tällöin valittiin korvaava kosteikko lähialueelta. Mukana oli 10 kausikosteikkoa ja 40 pysyvävetistä kosteikkoa, joista 10 oli rakennettuja hulevesikosteikkoja eli kosteikkoja, joiden tarkoitus on hidastaa veden virtausta, estää tulvia ja parantaa vedenlaatua. Kohteiden pinta-alat laskettiin ilmakuvien perusteella.

2.2 Kurnutuslaskenta

Ruskosammakon, rupikonnan ja viitasammakon levinneisyyttä kartoitettiin kurnutuslaskentojen avulla. Kurnutuslaskenta on helppo ja edullinen tapa kerätä tietoa ääntelevien sammakkoeläinten levinneisyydestä (Pellet ja Schmidt 2005). Kurnutuslaskenta toteutettiin kutuaikana, jolloin koiraat ääntelevät houkutellakseen naaraita parittelemaan (Dodd 2010). Tutkittavat lajit on helppo erottaa toisistaan ääntelyn perusteella. Ruskosammakon ääni on matalaa kurnutusta, viitasammakko pulputtaa, ja rupikonnan ääni on selvästi kahta muuta korkeampi ja saattaa tuoda mieleen kaukaa kuuluvan pienen koiran haukun. Kurnutuslaskennat suoritettiin aikavälillä 30.4.–19.5.2018.

Jokaisella kohteella käytiin kuuntelemassa 4 tai 5 kertaa. Ajan puutteen takia kohteilta, joilta ei ensimmäisellä neljällä kerralla kuultu mitään, jätettiin viimeinen kuuntelu väliin. Jokainen yksittäinen kuuntelu kesti yhteensä kuusi minuuttia siten, että ensimmäisen minuutin ajan odoteltiin hiljaa paikallaan, jotta sammakoilla oli mahdollisuus toipua paikalle saapumisen aiheuttamasta mahdollisesta häiriöstä, ja tämän jälkeen varsinainen kuuntelu kesti viisi minuuttia. Kuuntelut suoritettiin iltaisin kello kahdeksan ja keskiyön välillä, sillä tällöin ääntely on runsaimmillaan (Dodd 2010, Jokinen 2012). Kohteilla, jotka olivat kooltaan pienempiä kuin yksi hehtaari, oli yksi kuuntelupiste. Hehtaaria suuremmilla kohteilla oli kaksi kuuntelupistettä kosteikon vastakkaisilla puolilla. Tällä metodilla arvioitiin että 95 %:n todennäköisyydellä kuultiin ainakin kerran jokainen kohteella esiintyvä laji.

Kuuntelun aikana kirjattiin ylös kuullut lajit ja annettiin jokaiselle lajikohtaista runsautta kuvaava arvo asteikolla 0–3, jossa:

0. Lajia ei kuulunut.

1. Kuului yksittäisiä yksilöitä, mutta ei päällekkäisyyttä.

2. Kuului useita yksilöitä, ja ääntely meni osittain päällekkäin.

3. Kuului täysi kuoro, josta oli vaikeaa tai mahdotonta erottaa yksittäisen eläimen ääntä.

Kurnutuslaskennan tulokseksi ei saada tietoa yksilömääristä tai populaation rakenteesta, vaan indeksi, joka kuvaa lajin runsautta tietyssä paikassa. Tätä aineistoa ei voi käyttää tarkkojen runsauksien arvioimiseen, mutta sen avulla voidaan vertailla eri lajien ja eri kohteiden välisiä suhteellisia runsauksia. Jokaisen lajin kohdekohtainen lopullinen kurnutusindeksin arvo oli kuunteluiden aikana saatu suurin mahdollinen indeksin arvo.

Kuultujen lajien lisäksi kirjattiin ylös lämpötila ja mahdollinen sade, sillä nämä vaikuttavat ääntelyn aktiivisuuteen (Dodd 2010). Optimaalisessa tilanteessa laskentaa ei suoriteta huonoissa sääolosuhteissa, mutta tiukan aikarajoitteen takia jouduttiin tässä tutkimuksessa tekemään laskentaa myös saateisina iltoina, joita onneksi oli vain kaksi. Yksittäisillä kohteilla laskennan tuloksiin saattoi vaikuttaa myös ylimääräinen melu, joka vaikeutti kuuntelua. Näin oli esimerkiksi suurien teiden ja lentokentän läheisyydessä.

2.3 Mantereiden pyynti

Mantereiden levinneisyyttä selvitettiin aktiivisuuspyydyksillä. Tämä on sopiva tutkimusmetodi, kun halutaan tietoa hiljaisista ja piileskelevistä lajeista, joita on vaikea suoraan havainnoida (Dodd 2010). Pyydykset rakennettiin litran vetoisista kirkkaista lasipurkeista, joihin rautalangalla kiinnitettiin läpinäkyvä muovinen suppilo, jonka halkaisija oli yläosassa 120 mm ja alaosassa 20 mm (Kuva 2.). Manterit uivat sisään suppilon leveästä päästä, eivätkä löydä enää ulos. Pyynti suoritettiin aikavälillä 30.4.–19.5.2018, ja mantereiden pyytämiseen saatiin lupa Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskukselta.

Jokaisella kosteikolla oli pyytämässä 10 aktiivisuuspyydystä, jotka asetettiin mahdollisuuksien mukaan noin metrin syvyyteen vaakatasoon tasaisesti eri puolille kosteikkoa. Pyydykset olivat jokaisella kohteella yhteensä 48 tuntia, ja tavoitteena oli saada jokaiselle kohteelle 240 pyyntituntia. Tavoitteeseen ei aivan päästy, sillä joitakin pyydyksiä katosi pyyntijakson aikana, ja tavoiteltu pyyntiaika jäi seitsemällä kohteella vajaaksi. Koska mantereiden täytyy päästä pintaan hengittämään säännöllisin

väliajoin (Adams ym. 1997), pyydykset käytiin kokemassa 12 tunnin välein. Ne tyhjennettiin kaatamalla sisältö siivilään, jolloin mitään ei päässyt karkaamaan. Ylös kirjattiin pyydyksissä olevien mantereiden määrä ja sukupuoli. Tämän jälkeen manterit vapautettiin takaisin vesistöön.



Kuva 2. Mantereiden pyyntiin käytettiin lasipurkista, rautalangasta ja suppilosta rakennettua aktiivisuuspyydystä. Narun avulla se on helppo asettaa paikoilleen ja nostaa myöhemmin ylös.

Aktiivisuuspyydysten hyvä puoli on se, että passiivinen ansa voidaan jättää pyyntiin yön yli, jolloin sammakkoeläimet ovat aktiivisimmillaan (Wells 2008). Niillä kerätyn aineiston perusteella voidaan luotettavasti arvioida mantereiden läsnäoloa, mutta se ei anna tarkkaa tietoa alueella elävien mantereiden yksilömääristä (Adams ym. 1997). Pyydyksiin uivien mantereiden määrä riippuu alueella elävien mantereiden määrästä ja aktiivisuudesta sekä siitä todennäköisyydestä, että yksilö menee sisään pyydykseen eikä löydä ulos (Dodd 2010).

2.4 Ympäristömuuttujat

Sammakkoeläinten kartoituksen lisäksi kosteikoilta mitattiin puuston latvuspeittävyys ja vesikasvillisuuden peittävyys. Vesikasvillisuuden prosentuaalinen peittävyys arvioitiin 1 m²:n kokoisten esimerkkiruutujen perusteella. Ruutuja oli jokaisella kohteella 4 kappaletta kosteikon eri puolilla. Vesikasvillisuuden peittävyys arvioitiin silmämääräisesti jokaiselta ruudulta, ja lopullinen tulos oli neljän ruudun tulosten keskiarvo. Puuston prosentuaalinen latvuspeittävyys arvioitiin valokuvien perusteella. Latvus kuvattiin Canon EOS 550D -kameralla rantaviivasta suoraan ylöspäin. Jokaiselta kohteelta otettiin 4 valokuvaa samoista paikoista, joissa kasvillisuusruudut olivat. Latvuspeittävyys laskettiin myöhemmin Canon Digital Photo Professional -ohjelmiston avulla jokaisesta kuvasta, ja lopullinen tulos oli neljän kuvan tulosten keskiarvo.

2.5 Paikkatietoanalyysi

Koska haluttiin selvittää vaikuttaako kosteikkoja ympäröivien alueiden maankäyttö sammakkoeläinten levinneisyyteen, tarvittiin aineistoa alueiden maankäytöstä. Tarvittava tieto koostettiin paikkatietoanalyysin avulla. Analyysit tehtiin käyttäen ArcMap- (versio 10.3.1) ja ArcCatalog -ohjelmistoja (versio 10.3.1) (ESRI 2015). Analyysia varten ladattiin Suomen ympäristökeskukselta rasterimuotoinen Corine-maanpeiteaineisto, jonka erotuskyky on 20 x 20 m. (Latauspäivä 14.11.2018). Corine -aineisto kuvaa Suomen maanpeitettä vuonna 2018 (SYKE 2018). Se perustuu paikkatietoaineistoihin ja satelliittikuviin ja on vapaasti saatavilla (SYKE 2018).

Alkuperäinen aineisto oli jaettu 48 kategoriaan, jotka luokiteltiin uudestaan seitsemään luokkaan, joiden katsottiin kuvaavan maankäyttöä sammakkoeläinten kannalta mielekkäästi (Kuva 3.). Nämä luokat olivat:

1. Rakennettu alue (asuinalueet, palvelukeskittymät, teollisuusalueet ja muut täysin ihmisen muokkaamat ympäristöt)
2. Muu ihmisen käyttämä alue (kaatopaikat, maa aineksen ottoalueet ja muut ihmisen vahvasti muokkaamat alueet, jossa ei ole jatkuvaa aktiivista ihmistoimintaa)
3. Viheralue (puistot, golfkentät ja muut vastaavat alueet)
4. Maatalousalue (pellot, laitumet ja muut aktiivisessa maatalouskäytössä olevat alueet)
5. Puustoinen alue (erilaiset metsäalueet)

6. Vesialue (Itämeri, järvet ja joet)

7. Kosteikko (kosteikot ja suot)

Lisäksi käytettiin Väyläviraston ylläpitämästä Digiroad-tietojärjestelmästä avoimesti saatavilla olevaa aineistoa tieverkoston tilasta (Väylävirasto 2018). Käyttämämme aineisto kuvasi tieverkostoa Uudellamaalla marraskuussa 2018 (Latauspäivä 14.11.2018). Myös tämä aineisto jouduttiin lajittelemaan uudestaan tutkimuksen kannalta järkevästi kolmeen luokkaan sen perusteella, kuinka suurista teistä oli kysymys. Isojen teiden luokkaan kuuluivat valtatiet, kantatiet ja seututiet. Pienten teiden luokkaan kuuluivat yhdystiet, liityntäkadut, yksityistiet ja ajopolut. Kolmannen luokan muodostivat kevyen liikenteen väylät.

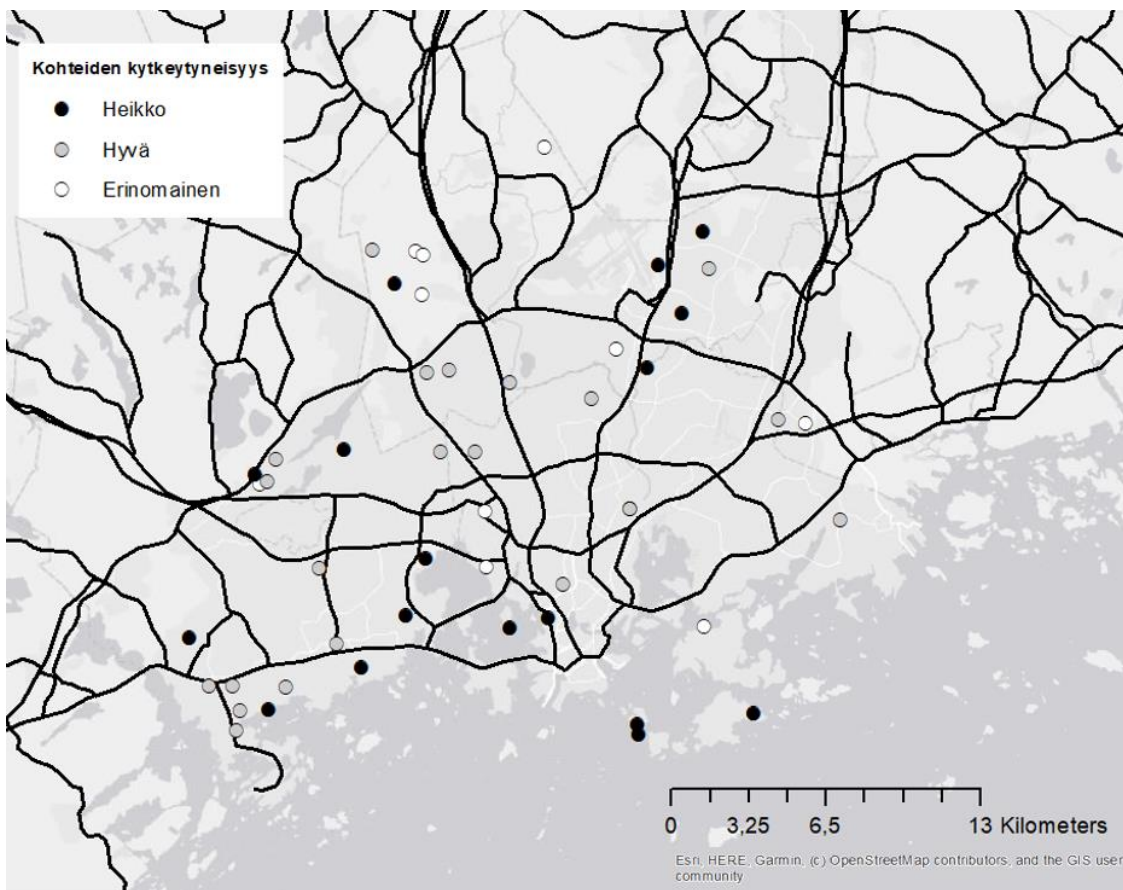
Analyysiä varten jokaisen kohteen ympärille muodostettiin halkaisijaltaan kilometrin suuruinen vyöhyke, jonka sisälle jäävältä alueelta laskettiin eri maankäyttöluokkien pinta-alat ja eri tieluokkien pituudet. Yhden kilometrin vyöhykkeeseen päädyttiin, koska se on Euroopan komission luontodirektiivin tulkintaohjeissa määritelty suojaetäisyydeksi sammakkoeläinten lisääntymis- ja levähdyspaikoille (Euroopan komissio 2011). Maankäyttöluokkien pinta-alojen laskemiseen käytettiin ArcMap-ohjelman ”Zonal statistics as table”-työkalua, joka laskee tiettyyn kategoriaan kuuluvien pikseleiden määrän halutulla alueella. Pikseleiden määrien perusteella laskettiin kunkin kategorian pinta-ala hehtaareina. Saatuja pinta-aloja käytettiin selittävinä muuttujina myöhemmissä tilastollisissa testeissä. Koska Digiroad-aineisto sisältää jo valmiiksi tiedon teiden pituuksista, tarvitsi vain rajata alueet, joilta pituudet haluttiin selvittää. Tämä onnistui yhdistämällä kartalle piirretyt vyöhykkeet ja Digiroad-aineiston data ”Add join”-työkalulla uudelle karttatasolle, jonka ominaisuustaulukosta halutut pituudet sai näkyviin.

2.6 Kytkeytyneisyys

Koska haluttiin selvittää, onko kytkeytyneisyydellä merkitystä sammakkoeläinten lajimäärälle tai runsaudelle, piti muodostaa kytkeytyneisyyttä mielekkäästi kuvaava arvo, jonka perusteella kosteikot voitiin luokitella. Tämä arvo saatiin pääkomponenttianalyysin (PCA) avulla. Pääkomponenttianalyysi yksinkertaistaa aineistoa muodostamalla useiden selittävien muuttujien perusteella uusia muuttujia eli niin sanottuja pääkomponentteja, jotka selittävät aineiston taustalla vaikuttavia rakenteita (Gauch 1982). Jokainen pääkomponentti tiivistää tietyn prosenttiosuuden datan kokonaisvarianssista (Gauch 1982). Pääkomponenttianalyysiin käytettiin muuttujia, jotka kuvasivat maanpeitettä,

kasvillisuutta ja tieverkostoa, jotta saadut pääkomponentit parhaalla mahdollisella tavalla kuvaisivat kohteiden laatua määrittäviä ympäristöolosuhteita.

Ensimmäisen pääkomponentin arvo oli suurempi kohteilla, joiden lähiympäristössä oli runsaasti metsiä, kosteikkoja ja viheralueita ja vastaavasti pienempi kohteilla, joiden läheisyydessä oli runsaasti teitä ja rakennettua ympäristöä. Ensimmäinen pääkomponentti selitti 29,1 % muuttujien välisestä varianssista ja sen saaman arvon perusteella kohteet lajiteltiin kolmeen kytkeytyneisyyttä kuvaavaan luokkaan: heikko, hyvä ja erinomainen. Tämän perusteella kurnutuslaskennan ja mantereiden pyynnin tuloksia pystyttiin tarkastelemaan kytkeytyneisyysluokkiin eriteltyinä ja oli mahdollista nähdä, onko lajimäärässä tai lajien runsauksissa nähtävissä trendejä kytkeytyneisyyden perusteella. Heikosti kytkeytyneet kohteet saivat arvon, joka oli pienempi kuin -0,5. Näitä kohteita oli 17 kappaletta. Hyvin kytkeytyneiksi kohteet saivat arvon väliltä -0,5 ja 0,5, ja niitä oli 22 kappaletta. Erinomaisesti kytkeytyneiden kohteiden arvo oli suurempi kuin 0,5, ja niitä oli 11 kappaletta. Kytkeytyneisyyden perusteella lajiteltujen kohteiden sijoittuminen tutkimusalueelle näkyy kuvassa 3.



Kuva 3. Pääkomponenttianalyysin tulosten perusteella tutkimuksessa mukana olleen kosteikot jaettiin kolmeen kytkeytyneisyyttä kuvaavaan luokkaan: heikko, hyvä ja erinomainen.

2.7 Tilastolliset analyysit

Tilastollisissa analyyseissa käytettiin RStudio-ohjelmistoa (versio 1.3.1073) (R Core Team 2013) ja paketteja ”lattice” (Sarkar 2008), ”pscl” (Jackman 2020), ”MASS” (Venables ja Ripley 2002), ”lme4” (Bates ym. 2015), ”corrplot” (Wei ja Simko 2017), ”glmmTMD” (Brooks ym. 2017) ja ”ggplot2” (Wickham 2016). Ennen varsinaisten mallien rakentamista tarkasteltiin selitettävien muuttujien välistä lineaarisia riippuvuuksia korrelaatiotestillä Pearsonin korrelaatiokerrointa hyödyntäen. Korrelaatiotestin tuloksissa havaittiin merkittävä korrelaatio teiden ja rakennetun ympäristön määrässä. Tämän perusteella päädyttiin käyttämään selittävänä muuttujana pelkästään rakennettua aluetta, jonka uskottiin paremmin kuvaavan kaupunkimaisen kytkeytyneisyyttä ja läpäisevyyttä sammakkoeläinten näkökulmasta.

Varsinaisessa tilastollisessa analyysissä käytettiin yleistettyjä lineaarisia malleja (*Generalized linear models*). Sammakkoeläinten lajimäärää ja ruskosammakon kurnutusindeksiä kuvaava aineisto oli lukumääräistä, eikä se ollut normaalisti jakautunut, joten sitä analysoidessa käytettiin Poissonin jakaumaa (Zuur 2009). Pyydyksiin jääneiden mantereiden runsautta kuvaavassa aineistossa oli sekä runsaasti nollia että suuria yksittäisiä lukuja, joista seurasi suuri ylihajonta. Siksi mantereiden runsautta mallintavaan analyysiin käytettiin negatiivista binomijakaumaa, joka sallii ylihajonnan (Zuur 2009).

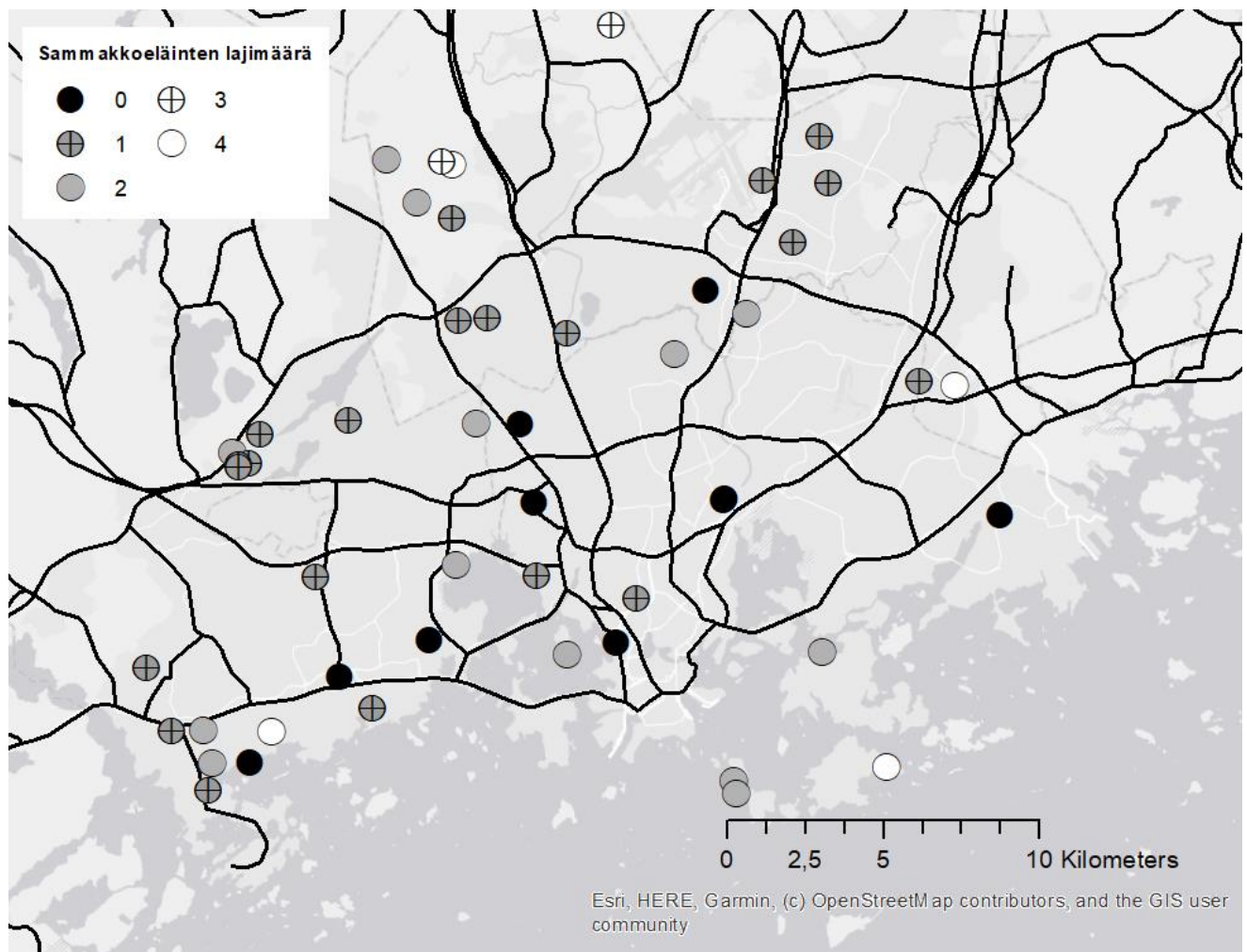
Malleissa selitettävinä muuttujina käytettiin sammakkoeläinten lajimäärää, pyydyksiin jääneiden manierien yksilömäärää ja ruskosammakon kurnutusindeksin arvoa, joka kuvaa ruskosammakoiden suhteellista runsautta kohteilla. Selittävinä muuttujina käytettiin kosteikon pinta-alaa, puuston latvuspeittävyyttä, vesikasvillisuuden peittävyyttä ja eri maankäyttöluokkien pinta-aloja (7 kpl). Viitasammakko ja rupikonna jätettiin tilastollisten analyysien ulkopuolelle, sillä havaintoja näistä lajeista kertyi niin niukasti, ettei niiden perusteella tehdyn analyysin tuloksia voisi luotettavasti yleistää.

Parhaiten selitettäviä muuttujia kuvaavat mallit valittiin muodostamalla ensin yleismallit, joissa oli mukana kaikki selittävät muuttujat (10 kpl). Selittäviä muuttujia karsittiin yksitellen pois siten että pois jätettiin se, jonka tilastollisen merkitsevyys oli vähäisin, kunnes kaikki jäljellä olevat selittävät muuttujat olivat tilastollisesti merkitseviä (p-arvo pienempi tai yhtä suuri kuin 0,05). Tästä mahdollisten mallien joukosta valittiin lopullinen malli Akaiken informaatiokriteeriä (AIC) hyödyntäen siten että lopulliseksi malliksi valittiin se, jolla AIC:n arvo oli pienin.

3. Tulokset

3.1 Sammakkoeläinten lajimäärä kohteilla ja siihen vaikuttavat tekijät

Sammakkoeläimiä havaittiin 40 kosteikolla, ja tyhjiä kosteikkoja oli 10 (Kuva 4). Tyhjät kosteikot sijoittuivat lähelle tutkimusalueen keskustaa. Yksi sammakkoeläinlaji havaittiin 21 kosteikolla. Useimmiten havaittu laji oli ruskosammakko, joka esiintyi ainoana sammakkoeläimenä 16 kosteikolla. Kahdella kosteikolla oli pelkästään manteria ja kahdella pelkästään rupikonnaa. Viitasammakko havaittiin ainoana lajina yhdellä kosteikolla. Kaksi sammakkoeläinlajia havaittiin 13 kosteikolla. Näistä kymmenellä esiintyi ruskosammakko ja manteri yhdessä ja kolmella ruskosammakko ja rupikonna. Kolme sammakkoeläinlajia havaittiin kahdella kosteikolla, joista toiselta puuttui ruskosammakko ja toiselta rupikonna. Kaikki neljä tutkittavaa lajia havaittiin neljältä kosteikolta. Kosteikot, joilta havaittiin kolme tai neljä lajia, sijoittuivat kauemmas keskustasta.



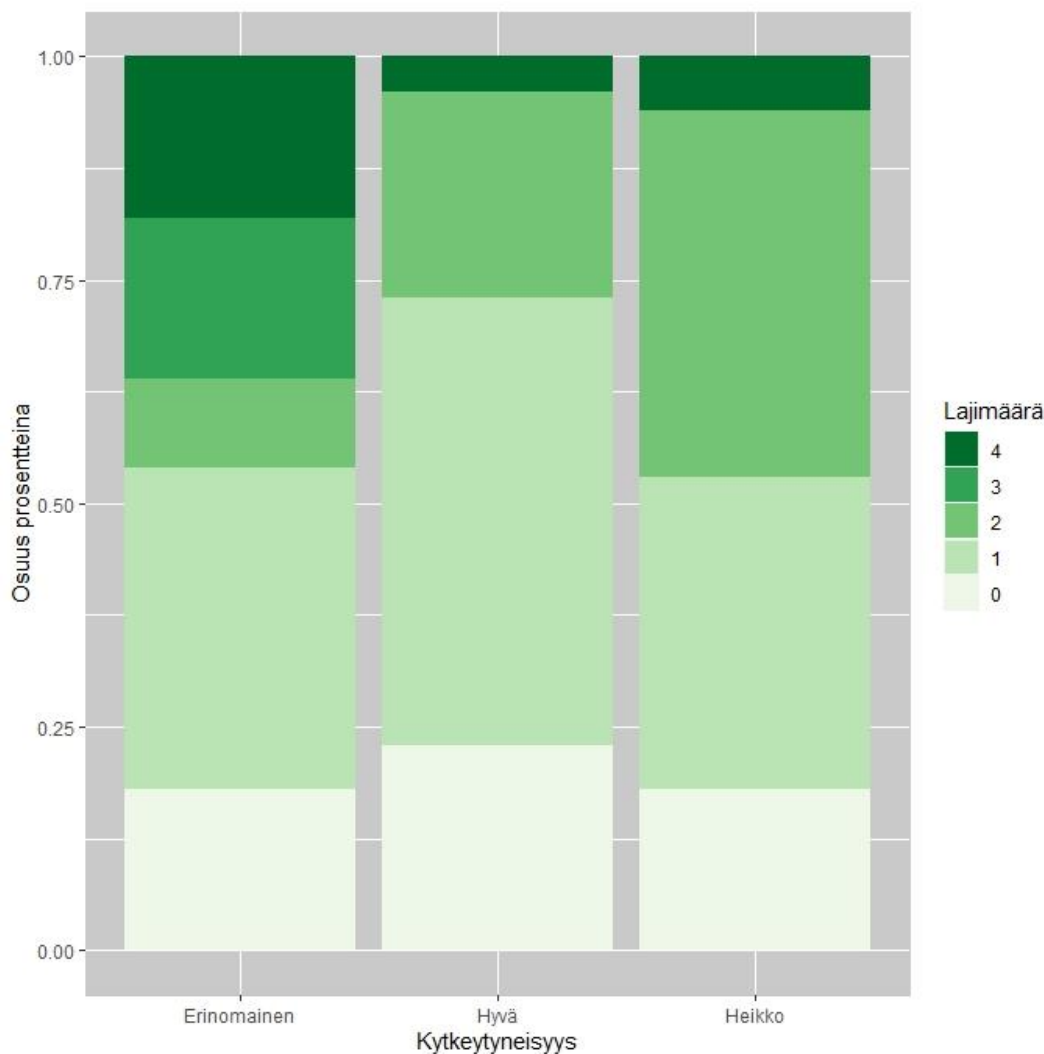
Kuva 4. Tutkimuskosteikoilla havaitut sammakkoeläinten lajimäärät.

Taulukko 1. Tutkimuskohteiden lajimäärä kytkeytyneisyyden mukaan eriteltynä. Lisäksi esillä ovat kosteikkojen kokonaismäärä sekä keskimääräinen lajimäärä eri kytkeytyneisyysluokissa.

Kytkeytyneisyys	Lajimäärä	0	1	2	3	4	Yhteensä	Lajikeskiarvo
Heikko		3	6	7	0	1	17	1,4
Hyvä		5	11	5	0	1	22	1,1
Erinomainen		2	4	7	2	2	11	1,8
Yhteensä		10	21	19	2	4	50	

Erinomaisesti kytkeytyneillä kosteikoilla oli keskimäärin eniten lajeja (Taulukko 1.), mutta erot kytkeytyneisyysluokkien välillä olivat pieniä, ja kaikissa kytkeytyneisyysluokissa keskimääräinen lajimäärä jäi alle kahden. Heikosti kytkeytyneillä kosteikoilla keskimääräinen lajimäärä oli toiseksi korkein ja hyvin kytkeytyneillä kosteikoilla alhaisin. Huomionarvoista on myös se, että tyhjiä kosteikkoja oli kaikissa kytkeytyneisyysluokissa, mutta vähiten erinomaisesti kytkeytyneiden joukossa.

Koska eri kytkeytyneisyysluokkiin kuuluvia kosteikkoja oli tutkimuksessa vaihteleva määrä, ei suhteellisia lajimääriä voi suoraan vertailla. Voidaan kuitenkin vertailla eri lajimäärien prosentuaalisia runsauksia eri kytkeytyneisyysluokissa (Kuva 5.). Tyhjiä kosteikkoja oli kaikissa kytkeytyneisyysluokissa suunnilleen yhtä paljon (erinomainen = 18 %, hyvä = 23 %, heikko = 18 %). Kosteikkoja, joilta havaittiin yksi laji, oli puolet (50 %) kaikista hyvin kytkeytyneistä kosteikoista. Erinomaisesti ja heikosti kytkeytyneillä kosteikoilla havaittiin yksi laji suunnilleen yhtä usein (erinomainen = 36 %, heikko = 35 %). Kolme tai neljä sammakkoeläinlajia havaittiin selvästi useammin erinomaisesti kytkeytyneillä kosteikoilta (36 %), kun taas hyvin ja heikosti kytkeytyneiden kosteikkojen joukossa suurin havaittu lajimäärä oli useimmiten kaksi (hyvä = 23 %, heikko = 41 %), ja vain murto-osalla näistä kosteikoista havaittiin neljä lajia (hyvä = 4 %, heikko = 6 %).



Kuva 5. Sammakkoeläinten lajimäärän (0-4) havaintojen osuus kaikista kosteikoista jaoteltuna kolmeen kytkeytyneisyysluokkaan (erinomainen, hyvä, heikko).

Sammakkoeläinten lajimäärään vaikuttavia ympäristötekijöitä selitti parhaiten malli 7 (Taulukko 2.). Selittävinä muuttujina mallissa olivat vesikasvillisuuden peittävyys sekä puustoisten alueiden, vesialueiden ja kosteikkojen määrä kilometrin säteellä kosteikosta. Valittu malli selitti 54 % sammakkoeläinten lajimäärän vaihtelusta, joten sen ennustekykyä voidaan pitää hyvänä. Mallin tunnusluvut ovat esillä taulukossa 3. Sammakkoeläinten lajimäärään vaikuttivat merkitsevästi 95 %:n luottamustasolla vesikasvillisuuden peittävyys (positiivinen vaikutus), puustoisten alueiden määrä (positiivinen vaikutus) ja kosteikkojen runsaus (positiivinen vaikutus). Lisäksi mallissa oli mukana vesialueiden määrä, jolla oli positiivinen vaikutus, mutta se ei ollut tilastollisesti merkitsevä.

Taulukko 2. Sammakkoeläinten lajimäärään vaikuttavia tekijöitä kuvaavan mallinvalinnan tunnusluvut. Taulukossa K = mallin selittävien muuttujien määrä, AIC = Akaiken informaatiokriteeri ja ΔAIC = Akaiken informaatiokriteerin erotus parhaaseen malliin verrattuna.

Malli	K	AIC	ΔAIC
7	4	136,25	0
1	10	137,89	7,64
2	9	136,18	5,93
3	8	135,66	5,41
4	7	133,66	3,41
5	6	132,22	1,97
6	5	131,11	0,86
8	3	131,14	0,89

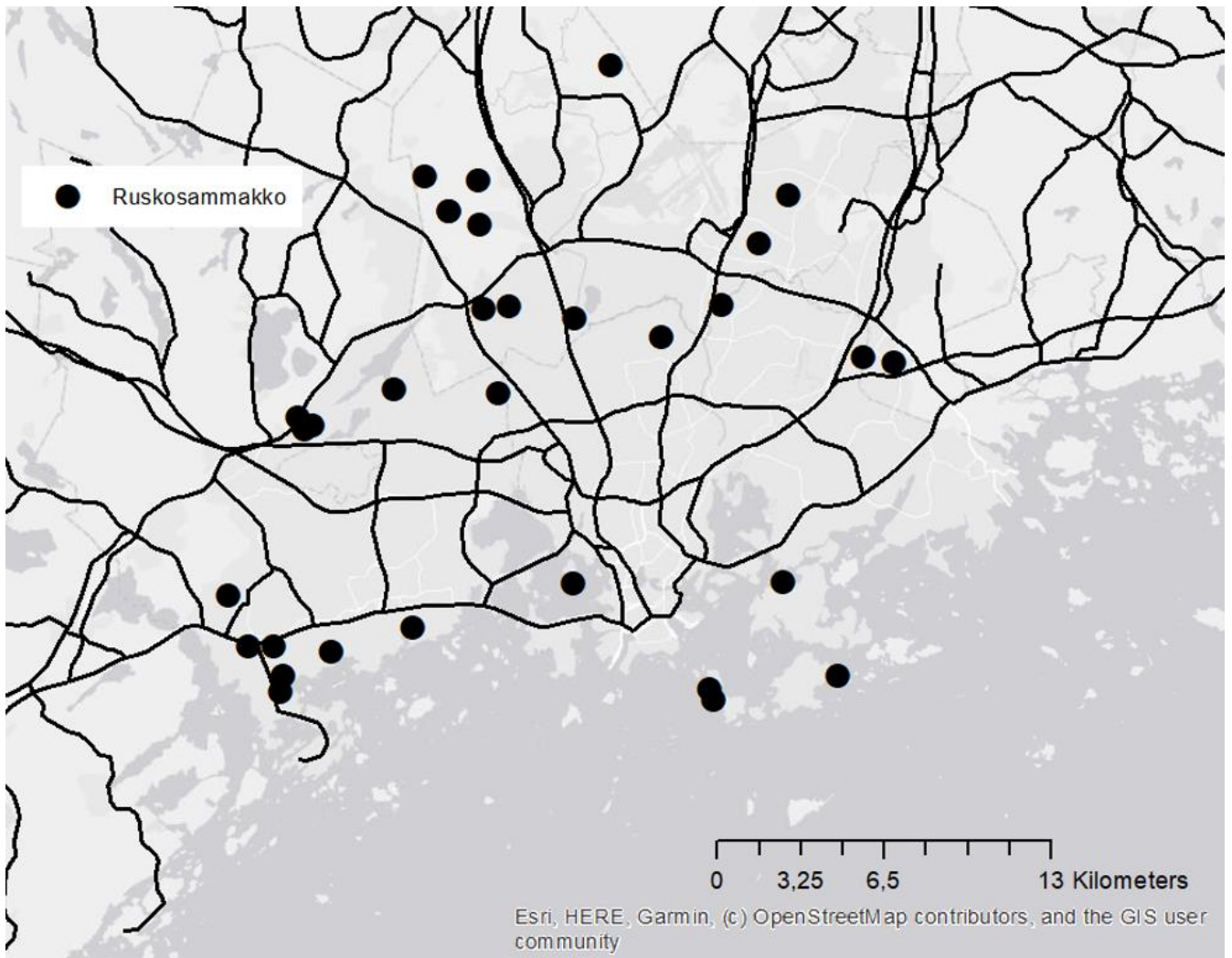
Taulukko 3. Sammakkoeläinten lajimäärään vaikuttavia ympäristötekijöitä kuvaavan mallin tunnusluvut. Taulukossa vakiotermi on sammakkoeläinten lajimäärä kosteikolla.

	Estimaatti	Keskivirhe	z-arvo	p-arvo
Vakiotermi	0,143	0,141	1,016	0,340
Vesikasvillisuus	0,846	0,280	3,025	0,002
Puustoiset alueet (ha)	0,656	0,251	2,609	0,009
Kosteikot (ha)	0,107	0,050	2,135	0,033
Vesialueet (ha)	0,110	0,062	1,787	0,074

3.2 Lajikohtainen esiintyminen ja runsaus sekä niitä selittävät tekijät

3.2.1 Ruskosammakko

Ruskosammakko oli tutkituista lajeista yleisin. Sitä havaittiin 34 kosteikolla (68 % kaikista tutkimuskosteikoista). Maantieteellisesti havaintoja kertyi tasaisesti kaikista tutkimusalueen osista, sekä tiiviisti asutuilta alueilta, että metsäisemmiltä kohteilta (Kuva 6.). Määrällisesti eniten havaintoja kertyi hyvin kytkeytyneiltä kosteikoilta (Taulukko 4.). Toiseksi eniten niitä saatiin heikosti kytkeytyneiltä ja vähiten erinomaisesti kytkeytyneiltä. Prosentuaalisesti ruskosammakoita havaittiin kaikissa kytkeytyneisyysluokissa yli puolella tutkituista kosteikoista (Taulukko 5.) Ruskosammakon kurnutusindeksin keskiarvo eli ruskosammakoiden suhteellinen runsaus nousi tasaisesti kytkeytyneisyyden parantuuessa (heikko = 1,1, hyvä = 1,2, erinomainen = 1,4) (Kuva 7.).



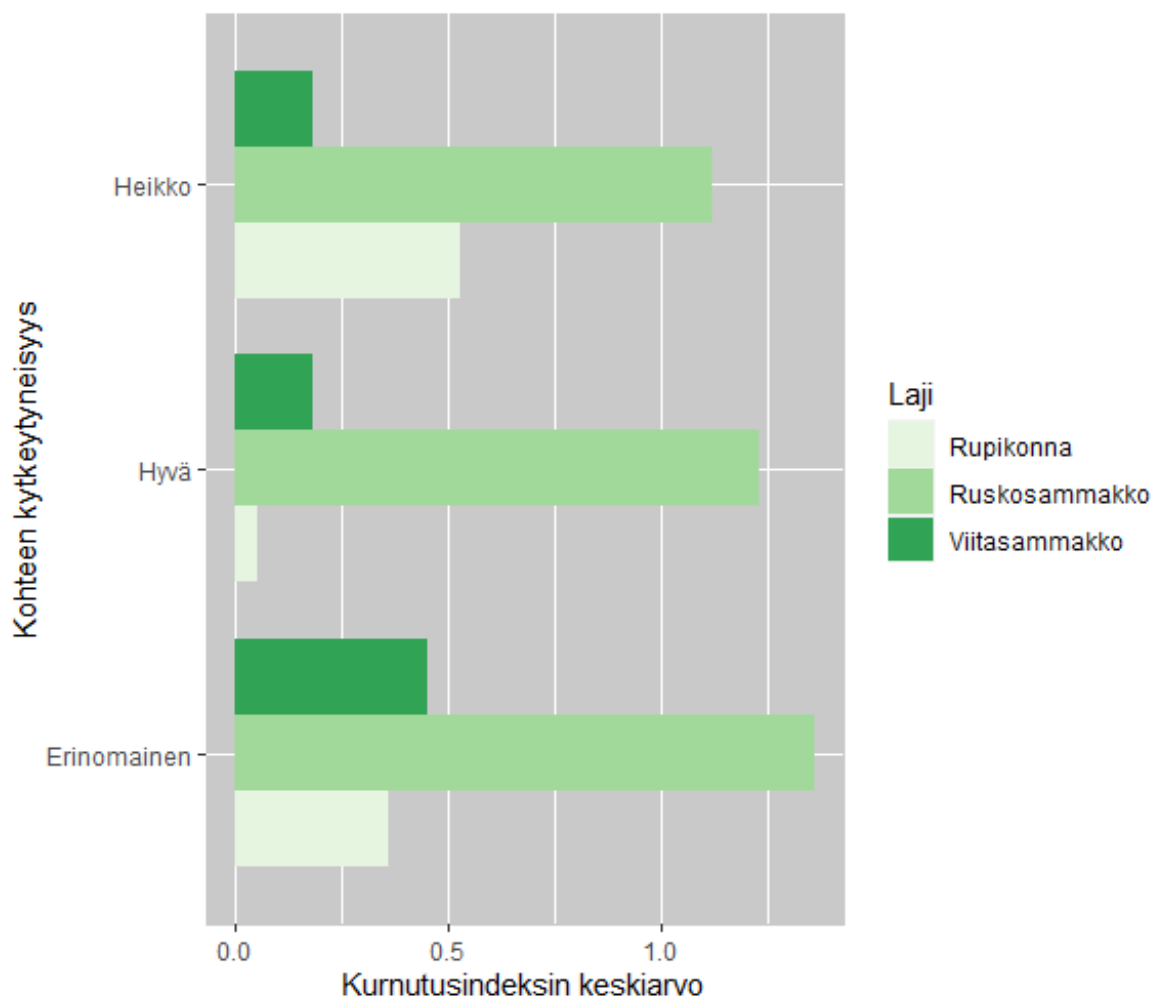
Kuva 6. Ruskosammakon esiintyminen tutkimuskosteikoilla.

Taulukko 4. Eri lajien havaintojen määrä ja erittely kytkeytyneisyyden mukaan.

Kytkeytyneisyys	Ruskosammakko	Viitasammakko	Rupikonna	Manteri
Heikko	12	1	5	6
Hyvä	15	2	1	7
Erinomainen	7	4	4	5
Yhteensä	34	7	10	18

Taulukko 5. Eri lajien havaintojen prosentuaalinen määrä kaikista tutkimuskosteikoista eriteltynä kytkeytyneisyyden mukaan.

Kytkeytyneisyys	Ruskosammakko	Viitasammakko	Rupikonna	Manteri
Heikko	71 %	6 %	29 %	35 %
Hyvä	68 %	9 %	5 %	32 %
Erinomainen	64 %	37 %	37 %	18 %
Kaikki kosteikot	68 %	14 %	20 %	36 %



Kuva 7. Ruskosammakon, rupikonnin ja viitasammakon kurnutusindeksien keskiarvot eriteltynä kytkeytyneisyyden mukaan.

Ruskosammakon kurnutusindeksin arvoa selitti parhaiten malli 4 (Taulukko 6.). Selittävinä muuttujina olivat kosteikon pinta-ala, vesikasvillisuuden peittävyys sekä puustoisten alueiden ja maatalousmaan määrä kosteikon läheisyydessä. Valittu malli selitti 40 % ruskosammakon kurnutusindeksin suuruuden vaihtelusta, joten sen ennustekykyä voidaan pitää kohtalaisena. Mallin mukaan ruskosammakon suhteelliseen runsauteen vaikutti positiivisesti, 95 % luottamusvälillä, vesikasvillisuuden peittävyys ja puustoisten alueiden määrä kosteikon läheisyydessä (Taulukko 6.). Lisäksi mallissa oli mukana kosteikon pinta-ala ja maatalousmaan määrä, joilla molemmilla oli positiivinen mutta ei aivan tilastollisesti merkitsevä vaikutus.

Taulukko 6. Ruskosammakon kurnutusindeksin suuruuteen vaikuttavia tekijöitä kuvaavan mallinvalinnan tunnusluvut. Taulukossa K = mallin selittävien muuttujien määrä, AIC = Akaiken informaatiokriteeri ja ΔAIC = Akaiken informaatiokriteerin erotus parhaaseen malliin verrattuna.

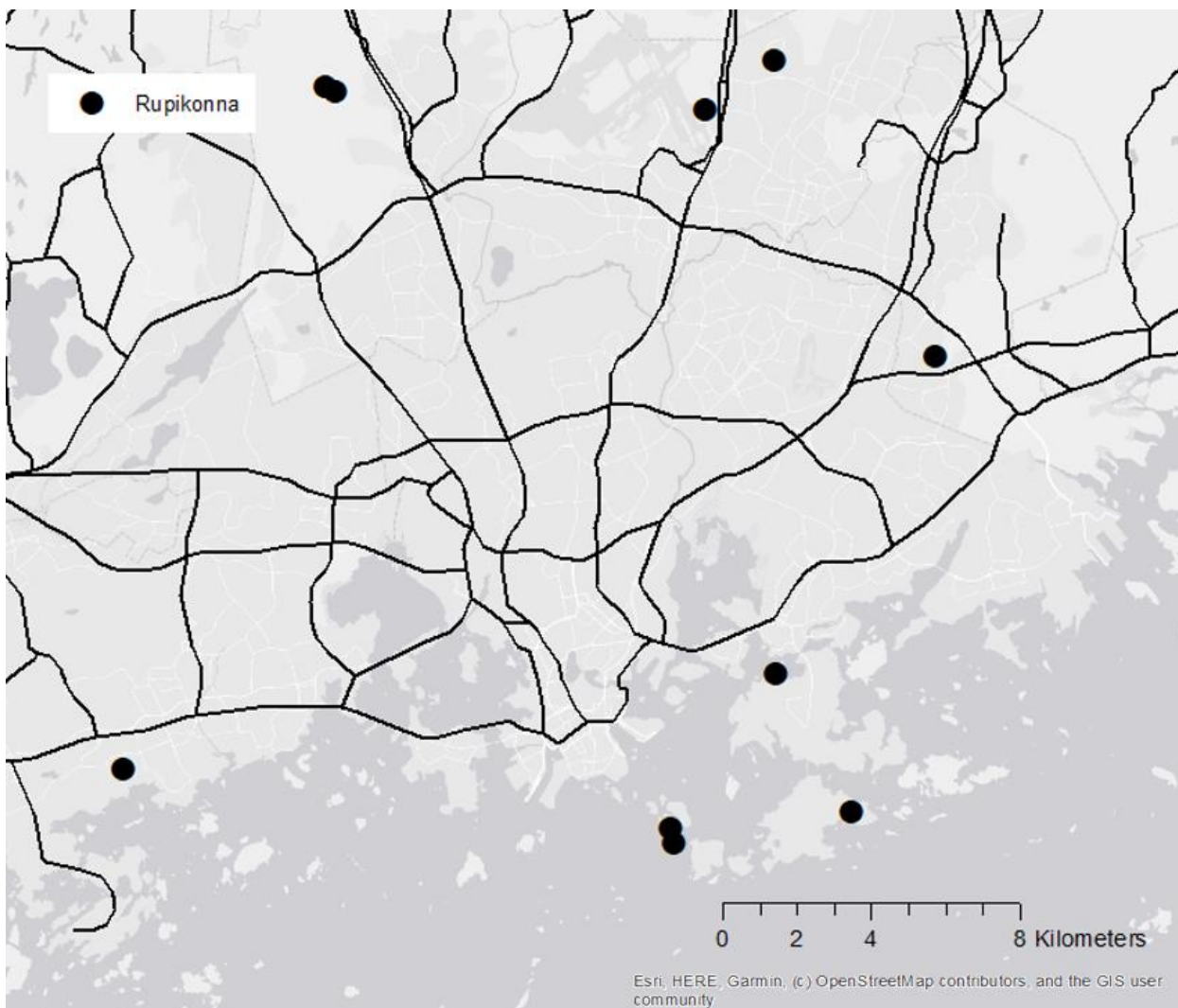
Malli	K	AIC	ΔAIC
7	4	131,56	0
1	10	138,83	7,27
2	9	137,67	6,11
3	8	136,58	5,02
4	7	134,85	3,29
5	6	133,24	1,68
6	5	131,67	0,11
8	3	131,81	0,25

Taulukko 7. Ruskosammakon kurnutusindeksin suuruuteen vaikuttavia ympäristötekijöitä kuvaavan mallin tunnusluvut. Taulukossa vakiotermi on ruskosammakon kurnutusindeksin arvo kosteikoilla.

	Estimaatti	Keskivirhe	z-arvo	p-arvo
Vakiotermi	0,036	0,148	0,240	0,810
Kosteikon pinta-ala (m²)	0,047	0,025	1,898	0,058
Vesikasvillisuus	0,810	0,302	2,679	0,007
Puustoiset alueet (ha)	0,478	0,237	2,017	0,044
Maatalousmaa (ha)	0,102	0,062	1,642	0,100

3.2.2 Rupikonna

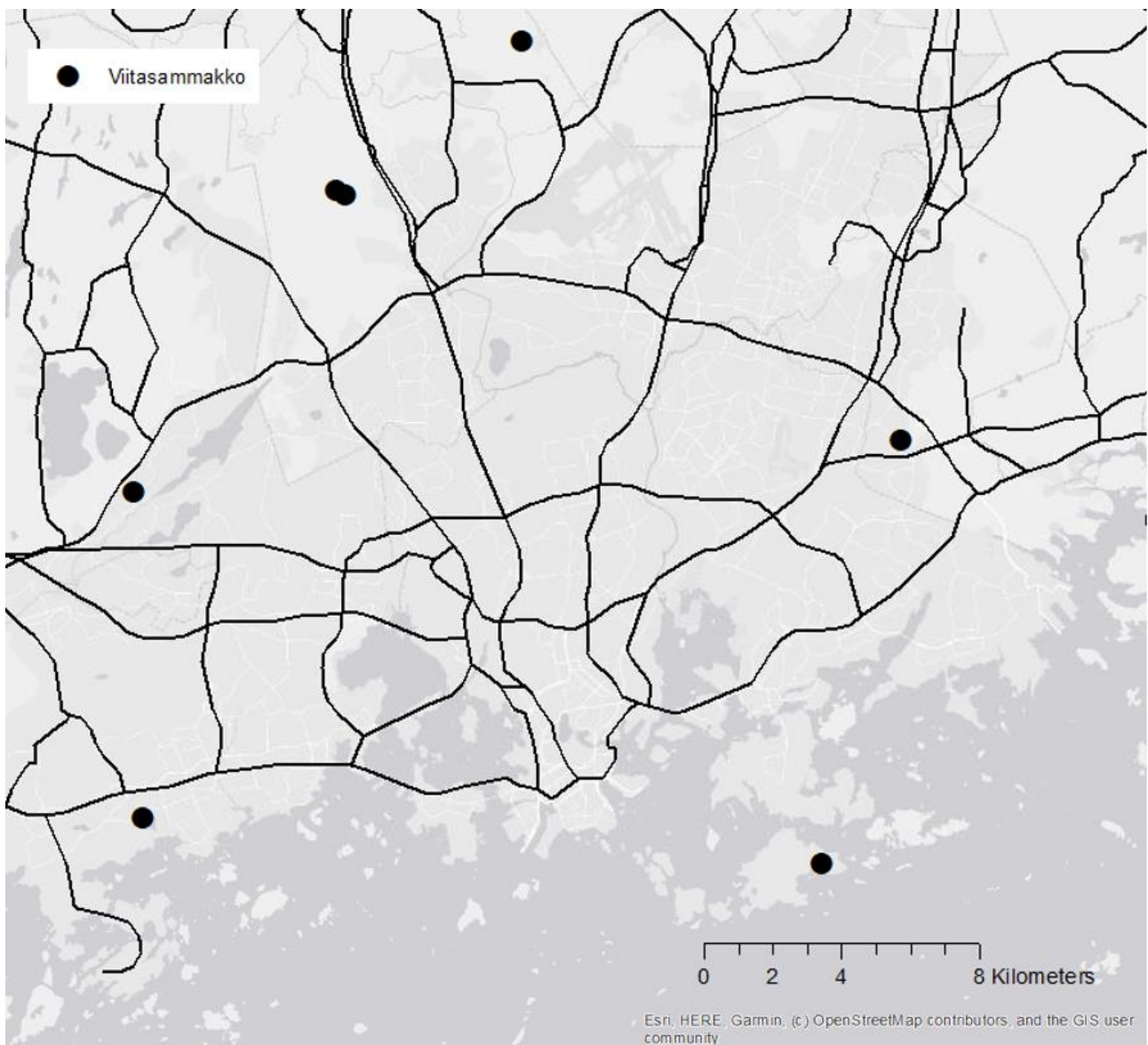
Rupikonnaa havaittiin kymmeneltä kosteikolta (Taulukko 4.), jotka sijoittuivat tutkimusalueen laitamille ja Helsingin saariin (Kuva 8.). Havainnoista puolet tehtiin heikosti kytkeytyneillä kosteikoilla ja muista havainnoista neljä erinomaisesti kytkeytyneiltä ja yksi hyvin kytkeytyneeltä kosteikolta. Eri kytkeytyneisyysluokkien määrään suhteutettuna rupikonnahavaintoja saatiin eniten erinomaisesti kytkeytyneiltä kohteilta, mutta paljon myös heikosti kytkeytyneiltä (Taulukko 5.). Rupikonnan kurnutusindeksin keskiarvo oli heikosti kytkeytyneillä kohteilla 0,53, hyvin kytkeytyneillä 0,05 ja erinomaisesti kytkeytyneillä 0,36 (Kuva 7.).



Kuva 8. Rupikonnän esiintyminen tutkimuskosteikoilla.

3.2.3 Viitasammakko

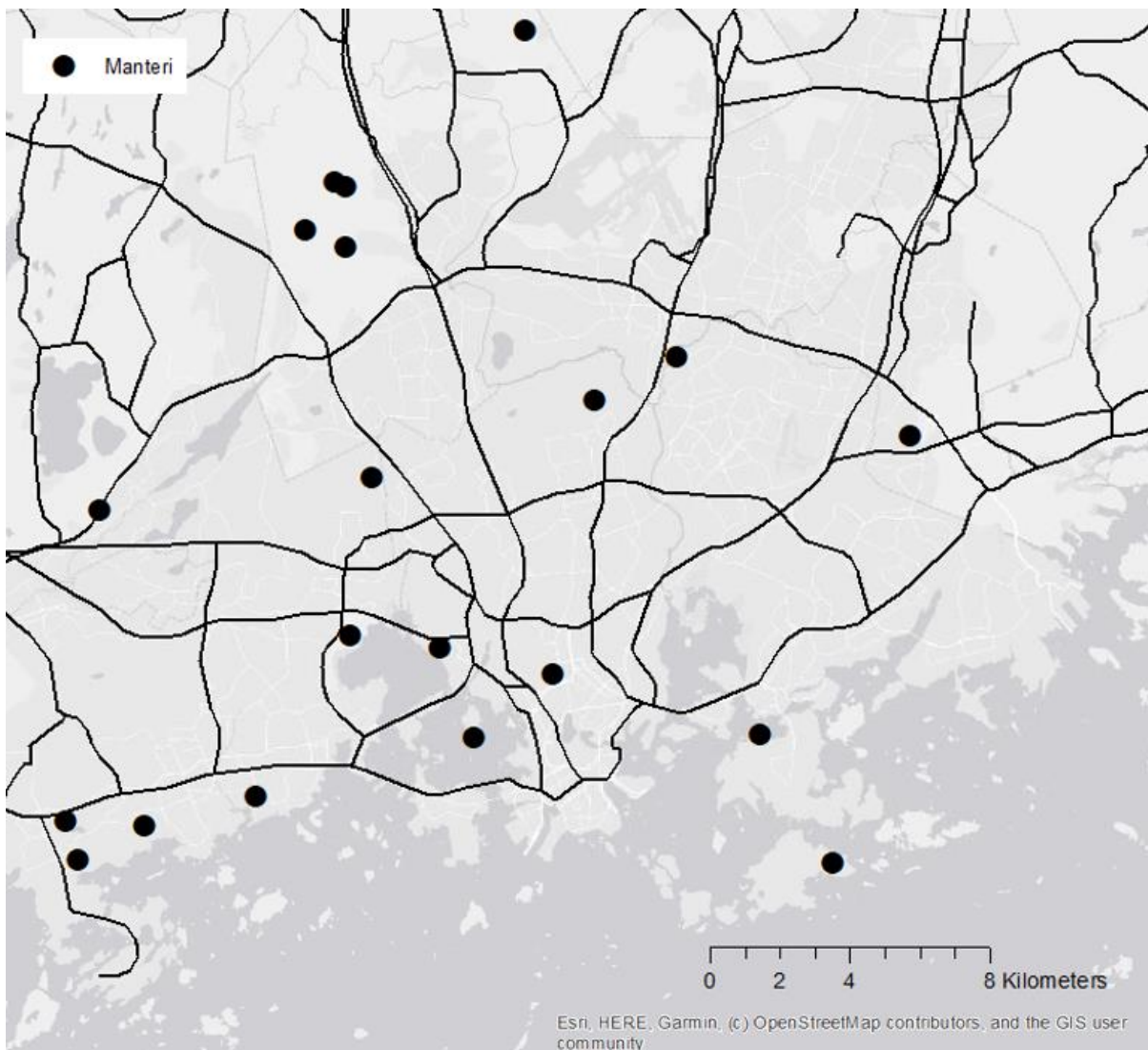
Viitasammakkoa havaittiin seitsemällä kosteikolla, joista kaikki sijaitsivat tutkimusalueen laitamilla (Kuva 9.). Havaintopaikoista neljä oli erinomaisesti kytkeytyneistä kosteikkoja, kaksi hyvin kytkeytyneitä ja yksi heikosti kytkeytynyt (Taulukko 4.). Prosentuaalisesti viitasammakoita oli runsaimmin erinomaisesti kytkeytyneiden kosteikkojen joukossa (Taulukko 5.). Viitasammakon kurnutusindeksin keskiarvo oli täsmälleen sama heikosti ja hyvin kytkeytyneillä kosteikoilla (0,18) ja erinomaisesti kytkeytyneillä yli kaksi kertaa suurempi (0,45) (Kuva 7.).



Kuva 9. Viitasammakon esiintyminen tutkimuskosteikoilla

3.2.4 Manteri

Toiseksi yleisin havaittu sammakkoeläin oli manteri, jota havaittiin 18 kosteikoilta (36 % kaikista tutkimuskosteikoista). Manterihavaintoja kertyi tasaisesti kaikista tutkimusalueen osista (Kuva 10.) ja eri kytkeytyneisyysluokista (Taulukko 4.). Prosentuaalisesti manteria löytyi suunnilleen yhtä usein heikosti ja hyvin kytkeytyneiltä kosteikoilta ja muita vähemmän erinomaisesti kytkeytyneiltä (Taulukko 5.). Havaittujen mantereiden yksilömäärä vaihteli suuresti. Pienin yhdeltä kohteelta pyydyksiin jäänyt yksilömäärä oli yksi ja suurin 81 (keskiarvo 25, mediaani 12). Yksilömäärissä tarkasteltuna heikosti kytkeytyneiltä kosteikoilta pyydyksiin jäi yhteensä 188 manteria, hyvin kytkeytyneillä kosteikoilla 131 manteria ja erinomaisesti kytkeytyneiltä 121 manteria.



Kuva 10. Manterin esiintyminen tutkimuskosteikoilla

Mantereiden yksilömäärään vaikuttavia ympäristötekijöitä kuvasi parhaiten malli 9 (Taulukko 8.). Selittävinä muuttujina olivat vesikasvillisuuden peittävyys, sekä rakennetun alueen ja vesialueiden määrä kosteikon läheisyydessä. Valittu malli selitti 30 % mantereiden yksilömäärän vaihtelusta, joten sen ennustekykyä voidaan pitää kohtalaisena. Manterin yksilömäärään vaikuttavia ympäristötekijöitä parhaiten kuvaavan mallin mukaan mantereiden runsauteen kosteikolla vaikuttaa, 95 %:n luottamusvälillä, vesikasvillisuuden peittävyys (positiivinen vaikutus) ja rakennetun alueen määrä kosteikon läheisyydessä (negatiivinen vaikutus) (Taulukko 9.). Lisäksi mallissa oli mukana vesialueiden määrä, jolla oli negatiivinen vaikutus, mutta se ei ollut tilastollisesti merkitsevä.

Taulukko 8. Mantereiden runsauteen vaikuttavia tekijöitä kuvaavan mallinvalinnan tunnusluvut. Taulukossa K = mallin selittävien muuttujien määrä, AIC = Akaiken informaatiokriteeri ja ΔAIC = Akaiken informaatiokriteerin erotus parhaaseen malliin verrattuna.

Malli	K	AIC	ΔAIC
8	3	214,71	0
1	10	230,01	15,3
2	9	227,41	12,7
3	8	224,97	10,26
4	7	223,32	8,61
5	6	220,61	5,9
6	5	218,32	3,61
7	4	216,22	1,51
9	2	215,03	0,32

Taulukko 9. Mantereiden runsauteen vaikuttavia ympäristötekijöitä kuvaavan mallin tunnusluvut. Taulukossa vakiotermi = pyydyksiin jääneiden mantereiden yksilömäärä.

	Estimaatti	Keskivirhe	z-arvo	p-arvo
Vakiotermi	1,067	1,363	0,782	0,434
Vesikasvillisuus	0,043	0,014	2,963	0,003
Rakennettu alue (ha)	-0,012	0,005	-2,037	0,039
Vesialue (ha)	-0,012	0,006	-1,915	0,055

4. Tulosten tarkastelu

4.1 Sammakkoeläinten kartoituksen tulokset

Tutkimuksessa on mukana 50 satunnaisesti valittua kosteikkoa Helsingin, Espoon ja Vantaan alueelta, jotka kuvannevat kohtuullisesti pääkaupunkiseudun sammakkoeläinten esiintymisen ja runsauden piirteitä. Hyviä elinympäristöjä, kuten Nuksion ja Sipoonkorven kansallispuistot, jäi tutkimusalueen ulkopuolelle, kun keskityttiin urbaaneihin alueisiin. Koska tutkittavat kosteikot valittiin satunnaisesti, monia mahdollisesti laadukkaita elinympäristöjä, esimerkiksi Helsingissä Viikin ja Vanhankaupungin lahden alueella, jäi tutkimuksen ulkopuolelle. Tämä on kuitenkin laajin 2000-luvulla tehty tarkastelu pääkaupunkiseudun sammakkoeläinten levinneisyydestä, joten kerätty tieto, erityisesti huonosti tunnetusta manterista, on arvokasta. Koska aikaisempaa tietoa levinneisyyksistä tai runsauksista ei juurikaan ole, ei ole mahdollista tehdä päätelmiä kantojen tilan muutoksista.

Tämän tutkimuksen perusteella ruskosammakko menestyy pääkaupunkiseudulla tutkituista lajeista parhaiten, sillä niistä kertyi eniten havaintoja. Ruskosammakon elinympäristövaatimukset ovat väljät (Kuzmin ym. 2009), joten se saattaa kyetä hyödyntämään kaupunkiympäristön tarjoamia kutupaikkoja muita sammakkoeläimiä paremmin ja monipuolisemmin. Toiseksi eniten havaintoja kertyi manterista, jolla näyttäisi myös menevän hyvin. Manteria havaittiin kaikissa tutkimusalueen osissa. Sitä esiintyi myös Helsingin keskustan lähellä olevilla kohteilla, kuten Auroran sairaala-alueella ja Seurasaarella. Myös vuoden 2007 kartoituksessa manterista tehtiin havaintoja lähellä keskustaa (Saarikivi 2008).

Viitasammakon ja rupikonnan osalta tilanne näyttää heikommalta, ja molemmat puuttuivat tutkimusalueen ydinosaan tiiviin kaupunkirakenteen alueilta. Havainnot ovat linjassa muiden pääkaupunkiseudulla tehtyjen kartoitusten tulosten kanssa (Saarikivi 2008, Saarikivi 2018). Rupikonna näyttäisi viihtyvän erityisesti pääkaupunkiseudun saaristossa. Tässä tutkimuksessa rupikonaa havaittiin neljältä saarikohteelta. Myös Saarikivi (2008) havaitsi vuoden 2007 kartoituksessa rupikonniin viihtyvän saaristossa. Tätä saattaa selittää se, että rupikonna pystyy kutemaan murtoveteen (Laurila 1998). Ruskosammakon ei ole havaittu kutevan murtoveteen pääkaupunkiseudun alueella (Haapanen 1982), joten saaristossa rupikonna saa lisääntyä rauhassa. Lisäksi saaristossa on vähemmän ihmistoimintaa, kuten autoja ja liikennettä sekä niiden aiheuttamaa häiriötä ja kuolleisuutta.

Tämän tutkimuksen puitteissa ei vähäisten havaintojen takia testattu viitasammakon tai rupikonnan esiintymiseen ja runsauteen vaikuttavia ympäristötekijöitä, mutta havaintojen vähyys puhukoon omasta puolestaan. Ympäristö pääkaupunkiseudulla, ja erityisesti sen ydinalueella, vaikuttaisi olevan

epäsuotuisa viitasammakolle ja rupikonnalle. Viitasammakon runsaus ja levinneisyys ovat koko maassa huonosti tunnettuja (Jokinen 2012), mutta yleisesti viitasammakkoa pidetään kosteiden ympäristöjen lajina (Arnold ym. 1981, Jokinen 2012). Rupikonna taas kutee muita lajeja useammin suurempiin, syvempiin ja tummavetisempiin vesistöihin (Laurila 1998, Saarikivi 2008). Pääkaupunkiseudun alueelta ei löydy paljoakaan koskemattomia suo- tai kosteikkoalueita tai syviä tummavetisiä lammikoita, joten todennäköisesti näiden lajien havaintojen vähyys selittyy sopivien elinympäristöjen ja lisääntymisalueiden puutteella.

4.1.1 Kytkeytyneisyyden merkitys

Sammakkoeläimillä on havaittu yleinen trendi, jossa niiden monimuotoisuus ja määrä vähenevät mentäessä kohti tiheään rakennettuja keskustoja (Vos ja Chardon 1998, Löfvenhaft ym. 2004, Hamer ja McDonnell 2008). Hamer ja McDonnell (2008) esittivät laajassa kirjallisuuskatsauksessaan, että päällimmäinen syy tähän on elinympäristön kytkeytyneisyyden ja laadun heikentyminen. Odotusten mukaisesti kytkeytyneisyyden merkitys havaittiin myös tässä tutkimuksessa. Sammakkoeläinten lajimäärä, sekä ruskosammakon ja viitasammakon kurnutusindeksien arvot olivat suurempia niillä kosteikoilla, joilla oli parempi kytkeytyneisyys.

Kun tarkastellaan sammakkoeläinten lajimäärää kytkeytyneisyyden suhteen, havaitaan, että erinomaisesti kytkeytyneiden kohteiden joukossa on enemmistö kosteikoista, joilta havaittiin kolme tai neljä sammakkoeläinlajia. Lisäksi ne sammakkoeläimistä tyhjät kosteikot sijoittuvat tutkimusalueella lähemmäksi keskustaa eli tiheästi rakennettuun osaan. Sen sijaan kosteikot, joilta havaittiin kolme tai neljä lajia, sijoittuvat tutkimusalueen reunamille, harvemmin asutuille ja metsäisemmille alueille. Kytkeytyneisyys, eli toimivat yhteydet kutukosteikon ja kesäaikaisen maaelinympäristön ja muiden kosteikkojen välillä, näyttäisi lisäävän todennäköisyyttä useamman sammakkoeläinlajin esiintymiselle.

Viitasammakon kurnutusindeksin keskiarvo oli erinomaisesti kytkeytyneillä kosteikoilla yli kaksi kertaa suurempi kuin muissa kytkeytyneisyysluokissa. Lisäksi havainnot painottuivat sekä prosentuaalisesti että määrellisesti erinomaisille kosteikoille. Näyttää siltä, että hyvin kytkeytyneillä kosteikoilla viitasammakkoita olisi enemmän, vaikka havaintojen vähyys takia asiasta ei voitu saada tilastollista näyttöä. Vastaava vaikutus on havaittu viitasammakolle myös Alankomaissa, jossa tiiviillä tieverkostolla havaittiin negatiivinen vaikutus viitasammakon levinneisyyteen (Vos ja Chardon 1998). Ruskosammakon kohdalla kurnutusindeksin keskiarvo nousi tasaisesti heikoista erinomaisesti kytkeytyneisiin kosteikoihin. Italiassa ruskosammakkoa löytyi enemmän alueilta, joissa

tieverkosto on harva (Ficetola ym. 2011). Ruotsissa ruskosammakoilla havaittiin negatiivinen populaatiotrendi intensiivisesti viljellyillä maatalousalueilla (Loman ja Andersson 2007), ja Alankomaissa euroopanlehtisammakon (*Hyla arborea*) havaittiin löytyvän todennäköisemmin hyvin kytkeytyneistä vesistöistä (Vos 1999).

Odotusten vastaisesti rupikonnien kurnutusindeksin arvo ja manterien yksilömäärä olivat suurempia heikommin kytkeytyneillä kohteilla. Rupikonnien kohdalla odottamatonta tulosta selittää kaksi asiaa. Ensinnäkin rupikonnaa havaittiin runsaasti Helsingin edustan saarilla sijaitsevilta kosteikoilta, jotka olivat PCA:n perusteella luokiteltu heikosti kytkeytyneiksi. Tämä yhdistettynä pieneen määrään havaintoja johti siihen, että muutama saariston heikosti kytkeytyneeksi määritelty kohde, jossa rupikonnaa oli runsaasti, riitti vaikuttamaan keskiarvoihin merkittävästi. Näiden tulosten pohjalta ei voida sanoa, että rupikonna viihtyisi tai suosisi pirstoutunutta ympäristöä. Päinvastoin huonon kytkeytyneisyyden on havaittu vaikuttavan negatiivisesti rupikonnapopulaatioihin ainakin Romaniassa (Nemes ym. 2008), Sveitsissä (Petrovan ja Schmidt 2016) ja Isossa-Britanniassa (Macdonald ym. 2020).

Mantereiden yksilömäärä oli odotusten vastaisesti suurimmillaan heikosti kytkeytyneillä kosteikoilla. On epätodennäköistä, että kytkeytyneisyydellä ei olisi lainkaan vaikutusta manterien levinneisyyteen tai runsauteen, sillä heikentyneen kytkeytyneisyyden negatiivinen vaikutus on havaittu muissa tutkimuksissa (Denoël ja Ficetola 2007, Bounas ym. 2020). Odottamattomaan tulokseen on monia mahdollisia syitä. Kenties tapa määrittää kytkeytyneisyys PCA:n avulla ei onnistunut kuvaamaan kytkeytyneisyyttä mantereiden näkökulmasta mielekkäästi. Manterit myös liikkuvat keskimäärin lyhyempiä matkoja verrattuina sammakoihin (Anura) (Kovar ym. 2009), joten on mahdollista, että manteripopulaatio pärjää pinta-alaltaan pienemmällä ympäristölaikulla kuin muut tutkimuksessa mukana olleet lajit.

Mantereiden runsautta huonosti kytkeytyneillä kohteilla saattaa selittää myös niin sanottu sukupuuttovelka. Sukupuuttovelka-termillä tarkoitetaan tilannetta, jossa elinympäristön laatu ja kytkeytyneisyys on jo heikentynyt, mutta lajin populaatio ei ole vielä lähtenyt laskuun (Hanski 1999). Historiallisella maankäytöllä on todettu olevan vaikutusta ainakin rupikonnien populaatioihin (Piha ym. 2007). Lisäksi on havaittu, että sammakkoeläimillä heikentyneen kytkeytyneisyyden vaikutukset eivät välttämättä näy populaatioissa edes muutaman vuosikymmenen aikana (Löfvenhaft ym. 2004). Sammakkoeläimiä, ja tässä tapauksessa manteria, voi siis vielä löytyä ympäristöistä, joiden laatu on jo heikentynyt. Ehkä ydinkeskustan kosteikkojen manteripopulaatiot ovat sukupuuttovelkaisia, eikä elinympäristön heikentymisen vaikutus ole vielä näkyvissä.

4.2 Kasvillisuuden ja maankäytön merkitys sammakkoeläimille

4.2.1 Vesikasvillisuus

Vesikasvillisuuden peittävyydellä havaittiin positiivinen vaikutus sammakkoeläinten lajimäärään sekä ruskosammakon ja manterin runsauteen kosteikoilla. Tiheästä ja monimuotoisesta vesikasvillisuudesta on monia hyötyjä aikuisille sammakkoeläimille ja nuijapäille. Vesikasvillisuus tarjoaa suojaa pedoilta (Stumpel 2004). Lisäksi runsas vesikasvillisuus ylläpitää monimuotoista selkärangaton- ja planktoneliöstöä, jota voivat hyödyntää ravintonaan niin aikuiset sammakkoeläimet kuin nuijapäätkin (Stumpel 2004). Lisäksi manteri lisääntyessään käärii munat vesikasveihin (Lekola 1998), joten on luonnollista, että ne suosivat kutu ympäristöjä, joissa on runsaasti sopivia paikkoja kudun piilottamiseen.

Vesikasvillisuuden osalta tulos on linjassa monien aikaisempien tutkimusten kanssa, joissa vesikasvillisuuden merkitys sammakkoeläimille on havaittu. Yhdysvalloissa (Holzer 2014) ja Kanadassa (Mazerolle ym. 2005) havaittiin, että runsas vesikasvillisuus lisää nuijapäiden määrää ja sammakkoeläinhavaintojen todennäköisyyttä. Vesikasvillisuuden merkitys havaittiin myös aiemmassa suomalaistutkimuksessa, jonka mukaan saariston lammikoissa lisääntyvät ruskosammakot ja rupikonnat suosivat lammikoita, joissa on runsaasti makrofyttisiä vesikasveja (Laurila 1998). Alankomaissa havaittiin euroopanlehtisammakon suosivan lampia, joiden pinta oli vesikasvillisuuden peitossa (Vos 1999).

Tämän tutkimuksen tulokset ovat hyvin linjassa muiden tutkimusten kanssa, ja sen perusteella voidaan todeta, että pääkaupunkiseudun alueella vesikasvillisuus on merkityksellinen tekijä lisääntymisympäristön valinnassa sekä yksittäisille lajeille että sammakkoeläimille lajiryhmänä. Käytännön suo- jelu- ja luonnonhoitotoimenpiteiden kannalta tämä tarkoittaa, että runsaan ja monipuolisen vesikasvillisuuden istuttaminen ja ylläpitäminen kaupunkien kosteikoilla olisi edullista sammakkoeläimille. Luontaisen vesikasvillisuuden istuttaminen uusille tai kunnostetuille kosteikoille voisi myös nopeuttaa sammakkoeläinten ja muiden lajien leviämistä paikalle.

4.2.2 Maankäyttö

Ympäröivällä maankäytöllä havaittiin olevan merkitystä sammakkoeläinten lajimäärään ja myös manterin ja ruskosammakon runsauteen. Suurempi joukko sammakkoeläimiä havaittiin niiltä kosteikoilta, joiden läheisyydessä oli runsaasti puustoisia alueita ja kosteikkoja. Ruskosammakkoa oli runsaasti kosteikoilla, joiden läheisyydessä oli puustoisia alueita ja mantereita vähän alueilla, joilla oli runsaasti rakennettua aluetta.

Puustoisien alueiden positiivinen vaikutus koko lajiryhmälle ja ruskosammakolle selittyy sillä, että puustoisilla alueilla elinympäristö on eniten luontaisen kaltainen, ja siellä on todennäköisesti paljon muutakin kasvillisuutta ja monenlaisia sammakkoeläinten tarvitsemia mikrohabitatteja, kuten suoja- ja saalistuspaikkoja (deMaynadier ja Hunter 1999). Puustoisten alueiden merkitys sammakkoeläinten biodiversiteetille on havaittu aikaisemminkin (Vignoli ym. 2007, Vignoli ym. 2009, Holzer 2014). Vignoli ym. (2009) havaitsivat myös vesistöjen vaikuttavan positiivisesti sammakkoeläinten levinneisyyteen Rooman suurkaupunkialueella. Kosteikot ovat välttämättömiä ympäristöjä sammakkoeläinten vuodenvierailun useissa vaiheissa (Wells 2008), joten on järkeenkäypää, että niiden runsaus alueella lisää sammakkoeläinten lajikirjoa. Lisäksi monipuolinen kosteikkojen mosaiikki tarjoaa suuremman määrän erilaisia elinympäristöjä.

Manterin kohdalla merkitykselliseksi vaikutukseksi nousi rakennetun alueen määrä. Tulos oli odotusten mukainen, sillä rakennetut alueet heikentävät kytkeytyneisyyttä ja muodostavat liikuntaesteitä (Niemelä ym. 2011). Manterin ympäristövaatimukset ja sen suosimat elinympäristöt tunnetaan huonosti, mutta tutkimuksissa on kuitenkin havaittu maaympäristön kasvillisuuden merkitys ja tiheän tieverkoston negatiivinen vaikutus (Bounas ym. 2020). Mantereiden on havaittu suosivan lisääntymispaikkoja, joita ympäröivän alueen pensaskerroksen kasvillisuus on tiheää (Marnell 1998, Vuorio ym. 2015). Lisäksi tšekkiläistutkimuksessa mantereiden läsnäolo korreloi positiivisesti metsän läheisyyden kanssa (Kolář ym. 2017). Rakennetuilla alueilla luontaisen kaltaista metsäympäristöä ja kasvillisuutta on vähemmän, joten mantereitakin on vähemmän.

Tulokset tukevat johtopäätöstä, jonka mukaan kosteikkoa ympäröivällä maankäytöllä on merkitystä sammakkoeläimille. Maankäytön merkitys ja sen vaikutukset on tärkeä tunnistaa, jotta sammakkoeläimiä ja niiden elinympäristöjä voidaan suojella tehokkaasti (Kingsbury ja Gibson 2012). Tämä ja aiemmat tutkimukset tuloksineen vahvistavat käsitystä siitä, että pelkästään kosteikkoja ja muita pienvesiä suojelemalla ei voida turvata sammakkoeläinten selviytymistä, vaan pitää huomioida myös niiden välittömässä läheisyydessä sijaitseva maaympäristö.

4.3 Tulosten yleistettävyy, luotettavuus ja virhelähteet

Tässä tutkimuksessa saatiin uutta tietoa pääkaupunkiseudun sammakkoeläinten esiintymisestä ja niihin vaikuttavista ympäristötekijöistä. Tuloksia ei kuitenkaan voida suoraan yleistää koskemaan muita sammakkoeläinlajeja tai edes samoja lajeja erilaisissa ympäristö- tai ilmasto-olosuhteissa. Sammakkoeläinten lajimäärää kuvaavan analyysin selitysaste oli korkea, joten se kuvaa suhteellisen luotettavasti sammakkoeläimiin lajiryhmänä vaikuttavia tekijöitä eteläboreaalaisella ilmastovyöhykkeellä. Ruskosammakon ja manterin runsautta kuvaavien mallien selitysasteet jäivät alhaisemmiksi eli mallit eivät kyenneet selittämään suurta osaa aineistossa esiintyvistä vaihtelusta, joten näiden tulosten yleistämistä lajin ekologiaan laajemmin ei voida suositella.

Korkeampi selitysaste olisi voitu saavuttaa huomioimalla suurempi joukko sammakkoeläinten lajimäärään sekä ruskosammakon ja manterin runsauteen vaikuttavia tekijöitä. Tässä tutkimuksessa keskityttiin vain kasvillisuuden ja maankäytön vaikutuksiin. On kuitenkin huomioitava, että todellisuudessa sammakkoeläimiin vaikuttaa suuri joukko muitakin tekijöitä, kuten petojen määrä ja tiheys, ravinnon saatavuus sekä kosteikkojen vesikemialliset ominaisuudet. Näiden tekijöiden vaikutuksen suuntaa tai voimakkuutta ei tiedetä tai voida tässä yhteydessä arvailla.

Lisäksi tulosten luotettavuutta arvioitaessa on otettava huomioon, että kartoituksen havainnot ja analyysien tulokset perustuvat vain yhtenä keväänä kerättyyn aineistoon. Sammakkoeläinten lisääntymismenestyksessä on vuosien välillä suurta vaihtelua, ja myös kudun ajankohta vaihtelee (Middleton ja Green 2015). Tutkimuskohteilta ei ole tietoa aiempien vuosien kudun ajoittumisesta tai kutemaan saapuneiden yksilöiden määrästä. Niinpä ei tiedetä, kuvasiko kevään 2018 tilanne keskimääräistä, hyvää vai huonoa vuotta sammakkoeläimille. Ruskosammakon kutuhuipun on havaittu kestävän Etelä-Suomessa vain 10–11 päivää (Haapanen 1982). Ei voida sanoa onnistuttiinko kurnutuslaskennat ajoittamaan parhaalla mahdollisella tavalla kaikkien kolmen kuunneltavan lajin osalta. On mahdollista, että jollain alueella kuuntelut suoritettiin ennen tai jälkeen kutuhuipun ja tällöin tulokset lajien runsaudesta tai esiintymisestä ovat aliarvioita todellisuudesta.

Sammakkoeläinten havainnoinnin vaikeus ja siitä seuraava levinneisyyden aliarviointi ovat lajiryhmän tutkimuksessa yleisesti tunnistettuja ongelmia (Beebee ja Griffiths 2005, Pellet ja Schmidt 2005, Dodd 2010). Hyvänä esimerkkinä sammakkoeläinten kartoittamisen vaikeudesta on se, että samana keväänä tämän tutkimuksen kanssa tehtiin Vantaalla mittava viitasammakkokartoitus, jossa oli mukana osittain samoja kosteikkoja (Saarikivi 2018). Kahdella kosteikolla, jossa tämän tutkimuksen perusteella esiintyy viitasammakkoa, ei Vantaan viitasammakkokartoituksessa havaittu niitä. Tietyn lajin havaintotodennäköisyys riippuu monesta tekijästä, kuten havaitsijasta, kellonajasta ja säätilasta

(Beebee ja Griffiths 2005), joten yhden kevään perusteella tehdyn kartoituksen tuloksiin on suhtauttava varauksella.

Muita mainitsemisen arvoisia virhelähteitä tutkimuksessa ovat kurnutuslaskentojen osalta joillain kohteilla kuulemista vaikeuttanut liikenteen ja lentokoneiden melu, mantereiden pyynnin yhteydessä kadonneet pyydykset, joiden mahdollinen sisältö jäi arvoitukseksi, ja maanpeiteanalyysissä Corine-aineiston rajallinen tarkkuus (20 x 20 m). Tässä yhteydessä erityisen huomionarvoista on se, että pienet lammikot ja kosteat painanteet, jotka saattavat olla sammakkoeläimille merkityksellisiä, ovat Corine-rasterin pikselikokoa pienempiä. Esimerkiksi monet tutkimuksen kohdekosteikoista eivät näkyneet maanpeiteaineistossa. Näin ollen analyysissä käytetty kosteikkojen määrä oli todennäköisesti aliarvio kosteikkojen todellisesta määrästä.

4.4 Sammakkoeläinten tulevaisuus pääkaupunkiseudulla

Pääkaupunkiseudun väkiluvun odotetaan kasvavan entisestään tulevaisuudessa (Laakso 2012). Tämän takia paineet kaavoittaa ja rakentaa uusia asuinalueita ovat suuria. Rakentaminen voi vuosien saatossa nakertaa jäljellä olevia elinympäristölaikkuja vähän kerrallaan, kunnes niistä on jäljellä tuskin mitään. Esimerkiksi Raide-Jokerin rakentaminen on kaventanut metsä- ja kosteikkoaluetta Laajalahdella. Lisäksi on huomioitava, että asukasluvun kasvaessa myös jäljelle jääneiden viheralueiden ja metsien käyttöpaine kasvaa, sillä monet kaupunkilaiset nauttivat luonnossa liikkumisesta (Vierikko ym. 2014). Uudet rakennushankkeet voivat uhata jäljellä olevia metsiä ja viheralueita sekä niiden välisiä ekologisia yhteyksiä. Tämä puolestaan vaikeuttaa sammakkoeläinten ja muidenkin lajien liikkumista.

Kytkeytyneisyyden havaittiin vaikuttavan sammakkoeläinten lajikirjoon ja runsauteen pääkaupunkiseudulla, eikä tilanne kasvavan väkiluvun myötä ainakaan helpotu. Ekologisten yhteyksien säilyminen turvataan parhaiten, kun se huomioidaan kaupunkirakenteen suunnittelussa mahdollisimman aikaisessa vaiheessa (Hirvensalo 2014). Sammakkoeläinten kannalta on tärkeää säilyttää mahdollisimman yhtenäisiä metsä- ja viheralueita ja niiden välisiä viherkäytäviä sekä jättää kosteikkojen ympärille mahdollisimman luonnontilaisia suojavyöhykkeitä (Semlitsch 2000).

Kytkeytyneisyyden säilyttämisen ja suojavyöhykkeiden lisäksi erityistä huomiota on kiinnitettävä pienvesien tilaan. Sammakkoeläinten kannalta on tärkeää säilyttää jäljellä olevat kosteikot mahdollisimman luonnontilaisina ja ylläpitää niillä runsasta vesikasvillisuutta. Mahdollisuuksien mukaan kan-

nattaa myös rakentaa uusia sekä kunnostaa vanhoja kosteikkoja. Sammakkoeläinten on havaittu valloittavan nopeasti uudet rakennetut kosteikot (Purrenhage ja Boone 2009, Kingsbury ja Gibson 2012, O'Brien ym. 2018), joten kosteikkoja rakentamalla on mahdollista lisätä paikallista monimuotoisuutta ja tarjota elinympäristöjä sammakkoeläimille (Stuart ym. 2004, Edgar 2010).

Pääkaupunkiseudulla sammakkoeläinten tilaa ja kantojen mahdollista taantumista ei voida arvioida, koska ajantasainen tieto puuttuu. Tiedon puute tekee mahdollisten suojelutoimien suunnittelusta ja niiden tarpeellisuuden arvioinnista vaikeaa (Dodd 2010). Ilman systemaattista seurantaa ja pitkiä aikasarjoja on mahdotonta tehdä johtopäätöksiä kantojen tilasta pääkaupunkiseudulla tai millään muullakaan alueella. Tällöin voi olla, että vielä nyt yleisten sammakkoeläinten kannat taantuvat pikkuhiljaa, lähes huomaamatta ja tilanteeseen herätään vasta sen ollessa kriittinen.

Tulevaisuuden tärkeitä tutkimuskohteita ovatkin pääkaupunkiseudun sammakkoeläinten entistä tarkempi kartoitus ja seuranta, joiden tuloksia voidaan käyttää pohjana luonnonhoidon toimenpiteiden suunnittelussa. Erityisen kiinnostavaa olisi kerätä pidempiä aikasarjoja, joiden perusteella olisi mahdollista arvioida populaatioissa tapahtuvia muutoksia. Sammakkoeläimille ja erityisesti direktiivilaji viitasammakolle tärkeät lisääntymisalueet tulee selvittää ja huolehtia niiden riittävästä suojelusta. Viitasammakolle tärkeiden ympäristöjen suojelun yhteydessä turvataan elinympäristöjä myös muille sammakkoeläimille ja suurelle joukolle muita kosteikoilla viihtyviä lajeja.

Pääkaupunkiseudulla on laajoja pientaloalueita ja niihin kuuluvia puutarhoja, joista löytyy monenlaista kasvillisuutta ja myös pihalammikoita. Yksityisten pihojen ja puutarhojen merkitystä luonnon monimuotoisuuden kannalta ei ole pääkaupunkiseudulla tarkasteltu (Vierikko 2014). Kyseessä on kuitenkin pinta-alaltaan merkittävä alue, ja puutarhaympäristöt, jos niissä on tarpeeksi tiheää kasvillisuutta, ovat sopivia elinympäristöjä sammakkoeläimille (Edgar 2010). Olisi kiinnostavaa selvittää sammakkoeläinten runsautta ja lajikirjoa myös yksityisillä piha- ja puutarha-alueilla, jotka ovat tois- taiseksi jääneet kartoitusten ulkopuolelle.

5. Johtopäätökset

Tämän tutkimuksen tavoitteena oli kartoittaa pääkaupunkiseudun kosteikkojen sammakkoeläinten lajikirjoa ja runsautta sekä tutkia kosteikkojen kytkeytyneisyyden merkitystä sammakkoeläimille. Lisäksi tarkasteltiin, onko kosteikon kasvillisuudella tai sitä ympäröivällä maankäytöllä vaikutusta manterin ja ruskosammakon runsauteen tai sammakkoeläinten lajimäärään. Kartoituksen perusteella ruskosammakon havaittiin olevan pääkaupunkiseudun yleisin sammakkoeläin. Myös manteri oli yleinen. Viitasammakko ja rupikonna olivat harvinaisempia.

Kosteikon kytkeytyneisyydellä uskottiin olevan positiivinen vaikutus sammakkoeläimiin. Sammakoeläinten lajimäärän, ruskosammakon ja viitasammakon runsaus olivat odotusten mukaisesti suurempia hyvin kytkeytyneillä kosteikoilla. Kytkeytyneisyydellä on siis vaikutus sammakkoeläinten lajimäärään ja ainakin joidenkin lajien runsauksiin. Manterin ja rupikonnin osalta havainnot olivat päinvastaisia, ja niitä oli runsaammin huonosti kytkeytyneillä kosteikoilla. Aikaisemman tutkimustiedon valossa on todennäköistä, että todellisuudessa kytkeytyneisyydellä on positiivinen vaikutus myös rupikonnin ja manterin runsauteen, vaikka tässä tutkimuksessa sitä ei havaittu.

Sammakkoeläinten elinympäristövaatimuksia tarkastelevassa tutkimuskirjallisuudessa vesikasvillisuus nousee usein merkittäväksi tekijäksi, mistä syystä tässäkin tutkimuksessa oletettiin runsaan vesikasvillisuuden vaikuttavan positiivisesti sammakkoeläinten lajimäärään ja runsauteen. Tilastollisista testeistä saadut havainnot tukivat tätä oletusta, sillä runsaan vesikasvillisuuden positiivinen vaikutus tuli esiin jokaisessa testissä.

Kosteikkoa ympäröivällä maankäytöllä todettiin odotusten mukaisesti olevan merkitystä sekä sammakkoeläinten lajimäärälle että ruskosammakon ja manterin runsaudelle. Hypoteesi oli, että sammakkoeläimet ovat runsaampia ja lajien monimuotoisuus suurempi alueilla, joilla on runsaasti kosteikkoja, metsiä ja viheralueita. Sammakoeläinten lajimäärään vaikutti positiivisesti metsien ja kosteikkojen runsaus. Ruskosammakon runsauteen vaikutti positiivisesti metsien runsaus, kun taas manterin kohdalla havaittiin runsaan rakennetun alueen negatiivinen vaikutus.

6. Kirjallisuus

- Adams M., Richter K., Leonard W. 1997. Surveying and monitoring amphibians using aquatic funnel traps. In: *Sampling Amphibians in Lentic Habitats: Methods and Approaches for the Pacific Northwest*, Society for Northwestern Vertebrate Biology, Olympia, WA, s. 47-54.
- Alberti, M. 2008. *Advances in urban ecology*. Springer, New York.
- Arnold, E., Burton, J. & Ovenden, D. 1981. Euroopan matelijat ja sammakkoeläimet. Tammi, Helsinki.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B. & Walker, S. 2015. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. *Journal of statistical software*, 67(1), s. 1-48.
- Beebee, T. & Griffiths, R. 2005. The amphibian decline crisis: A watershed for conservation biology? *Biological Conservation*, 125(3), s. 271-285.
- Bounas, A., Keroglidou, M., Toli, E., Chousidis, I., Tsaparis, D., Leonardos, I. & Sotiropoulos, K. 2020. Constrained by aliens, shifting landscape, or poor water quality? Factors affecting the persistence of amphibians in an urban pond network. *Aquatic conservation*, 30(5), s. 1037-1049.
- Brooks, M., Kristensen, K., Benthem, J., van Magnusson, A., Berg, C., Nielsen, A., Skaug, H., Mächler, M. & Bolker, B. 2017. glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling, *The R journal*, 9(2), s. 378.
- Cayuela, H., Bonnaire, É, Astruc, G. & Besnard, A. 2019. Transport infrastructure severely impacts amphibian dispersal regardless of life stage, *Scientific reports*, 9(1), s. 8214-10.
- Cushman, S. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. *Biological Conservation*, 128(2), s. 231-240.
- Denoël, M. & Ficetola, F. 2007. Landscape-Level Thresholds and Newt Conservation. *Ecological Applications*, 17(1), s. 302-309.
- Dodd, K. 2010. *Amphibian Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford, England.
- Downie, J., Larcombe, V. & Stead, J. 2019. Amphibian conservation in Scotland: A review of threats and opportunities. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(4), s. 647-654.
- Edgar, P., Foster, J. & Baker, J. 2010. *Reptile Habitat Management Handbook*. Amphibian and Reptile Conservation, Bournemouth.
- ESRI 2015, Redlands. Environmental Systems Research Institute Inc, CA.
- Euroopan komissio 2011, Contribution to the interpretation of the strict protection of species (Habitats Directive article 12). Euroopan komissio.

- Ficetola, G., Marziali, L., Rossaro, B., De Bernardi, F. & Padoa-Schioppa, E. 2011. Landscape--stream interactions and habitat conservation for amphibians, *Ecological applications*, 21(4), s. 1272-1282.
- Gauch, H. 1982, Ordination. In: *Multivariate Analysis in Community Ecology*. Cambridge University Press, s. 109-172.
- Haapanen, A. 1970. Site tenacity of the common frog (*Rana temporaria* L.) and the moor frog (*R. arvalis* Nilss.). *Annales zoologici fennici*, 7(1), s. 61-66.
- Haapanen, A. 1982. Breeding of the common frog (*Rana temporaria* L.). *Annales Zoologici Fennici*, 2(19), s. 75-79.
- Hamer, A. & McDonnell, M. 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological conservation*, 141(10), s. 2432-2449.
- Hanski, I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford University Press, Oxford, England.
- Hartwell H., Welsh, J-R. & Ollivier, L. 1998. Stream amphibians as indicators of ecosystem stress: a case study from California's redwoods. *Ecological Applicationis*, 8(4), s. 1118-1132
- Hassall, C. 2014. The ecology and biodiversity of urban ponds. *Wiley interdisciplinary reviews: Water*, 1(2), s. 187-206.
- Helldin, J. & Petrovan, S. 2019. Effectiveness of small road tunnels and fences in reducing amphibian roadkill and barrier effects at retrofitted roads in Sweden, *PeerJ*, 7.
- Hels, T. & Buchwald, E. 2001. The effect of road kills on amphibian populations, *Biological Conservation*, 99(3), s. 331-340.
- Herrero, A. 2006. Viitasammakon inventointi Espoossa keväällä 2006. Espoon ympäristökeskuksen monistesarja, 8/2006.
- Hirvensalo, J. 2014. Ekologiset yhteydet ja viheralueverkosto Espoossa. Espoon ympäristölautakunnan julkaisusarja, 1, s. 45.
- Holzer, K. 2014. Amphibian use of constructed and remnant wetlands in an urban landscape. *Urban ecosystems*, 17(4), s. 955-968.
- Hyvärinen E., Juslen A., Kemppainen E., Uddström A. & Liukko U. M. 2019. Suomen lajien uhanalaisuus – Punainen kirja 2019. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus, Helsinki.
- Jaatinen, S. 2020. Väestörakenne [Verkkodokumentti]. Saatavilla: [https://www.espoo.fi/fi-FI/Espoon_kaupunki/Tietoa_Espoosta/Tilastot_ja_tutkimukset/Vaesto_ja_vaestonmuutokset/Vaestorakenne\(340\)](https://www.espoo.fi/fi-FI/Espoon_kaupunki/Tietoa_Espoosta/Tilastot_ja_tutkimukset/Vaesto_ja_vaestonmuutokset/Vaestorakenne(340)) [Viitattu 15.3.2020].
- Jackman, S. 2020. *pscl: Classes and Methods for R Developed in the Political Science Computational Laboratory*. United States Studies Centre, University of Sydney, Sydney.

- Jokinen Maarit 2012. Viitasammakko *Rana arvalis* Nilsson, 1842. Esiselvitys, Suomen Ympäristökeskus (SYKE).
- Kingsbury, B. & Gibson, J. 2012. Habitat management guidelines for amphibians and reptiles of the Midwestern United States. Partners in Amphibian and Reptile Conservation Technical Publication HMG-1, 2nd Edition. s.155.
- Kolář, V., Tichanek, F. & Tropek, R. 2017, Effect of different restoration approaches on two species of newts (Amphibia: Caudata) in Central European lignite spoil heaps, *Ecological Engineering*, 99, s. 310-315.
- Kovar, R., Brabec, M., Bocek, R. & Vita, R. 2009. Spring migration distances of some Central European amphibian species. *Amphibia-Reptilia*, 30(3), s. 367-378.
- Kuzmin, S., Ishchenko, V., Tuniyev, B., Beebee, T., Andreone, F., Nyström, P., Anthony, B., Schmidt, B., Ogrodowczyk, A., Ogielska, M., Bosch, J., Miaud, C., Loman, J., Dan, C., Kovács, T. & Kiss, I. 2009. *Rana temporaria* (European Common Frog). In: The IUCN Red List of Threatened Species, The IUCN Red List.
- Laakso, S. 2012. Helsingin seudun ja Helsingin väestökehitys. Helsingin kaupunkisuunnitteluviraston yleissuunnitteluosaston selvityksiä 2012:3, s. 22.
- LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J. & van der Ree, R. 2015. Ecological connectivity research in urban areas. *Functional ecology*, 29(7), s. 868-878.
- Lappalainen M. & Sirkiä P. 2009. Suomalainen Sammakkokirja, Kustannusosakeyhtiö Sammakko, Turku.
- Laurila, A. 1998. Breeding Habitat Selection and Larval Performance of Two Anurans in Freshwater Rock-Pools, *Ecography*, 21(5), s. 484-494.
- Laurila, A. & Aho, T. 1997. Do Female Common Frogs Choose Their Breeding Habitat to Avoid Predation on Tadpoles? *Oikos*, 78(3), s. 585-591.
- Lekola, A. 1998. Vesilisko. Julkaisussa: Suomen luonto; Eläimet; Kalat, sammakkoeläimet ja matelijat (toim. Juhani, L., Raitaniemi, J., Neuvonen, V., Miettinen, K. & Kuosmanen, R-L.) WSOY-yhtymä Weilin+Göös Oy, Porvoo, s. 228-255.
- Loman, J. & Andersson, G. 2007. Monitoring brown frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in 120 south Swedish ponds 1989–2005. Mixed trends in different habitats, *Biological Conservation*, 135(1), s. 46-56.
- Löfvenhaft, K., Runborg, S. & Sjögren-Gulve, P. 2004. Biotope patterns and amphibian distribution as assessment tools in urban landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, 68(4), s. 403-427.
- Macdonald, D., Salazar, R., Eynard, S., Rogers, A., Coles, R. & Montgomery, R. 2020. The Genetic Differentiation of Common Toads on UK Farmland: The Effect of Straight-Line (Euclidean) Distance and Isolation by Barriers in a Heterogeneous Environment. *Journal of herpetology*, 54(1).

- Marnell, F. 1998, Discriminant analysis of the terrestrial and aquatic habitat determinants of the smooth newt (*Triturus vulgaris*) and the common frog (*Rana temporaria*) in Ireland, *Journal of Zoology*, 244(1), s. 1-6.
- Mazerolle, M. & Desrochers, A. 2005. Landscape resistance to frog movements, *Canadian Journal of Zoology*, 83(3), s. 455-464.
- Mazerolle, M., Desrochers, A. & Rochefort, L. 2005. Landscape characteristics influence pond occupancy by frogs after accounting for detectability. *Ecological Applications*, 15: 824-834.
- Middleton, J. & Green, D. 2015. Adult Age-Structure Variability in an Amphibian in Relation to Population Decline. *Herpetologica*, 71(3), s. 190-195.
- Mitsch, W. & Gosseling, J. 2015. *Wetlands*. 5th edition, p.456, Hoboken, NJ: Wiley.
- Nemes, S., Demeter, L., Öllerer, K. & Hartel, T. 2008. Pond and landscape characteristics — which is more important for common toads (*Bufo bufo*)? A case study from central Romania. *Applied herpetology*, 5(1), s. 1-12.
- Niemelä, J., Breuste, J., Guntenspergen, G., McIntyre, N., Elmqvist, T. & James, P. 2011, *Urban Ecology: Patterns, Processes, and Applications*. Oxford University Press, Oxford, England.
- O'Brien, D., Hall, J., Miró, A., Rae, M. & Jehle, R. 2018. SuDS and amphibians - are constructed wetlands really benefitting nature and people? *The Glasgow Naturalist*, 27(Supplement), s. 21-24.
- Oikeusministeriö 1997. Luonnonsuojeluasetus (160/1997) [Verkkodokumentti]. Saatavilla: <https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/1997/19970160> [Viitattu 6.10.2020].
- Parris, K. 2016, *Ecology of Urban Environments*. John Wiley and Sons Ltd, Chicester, United Kingdom
- Pellet, J. & Schmidt, B. 2005. Monitoring distributions using call surveys: estimating site occupancy, detection probabilities and inferring absence. *Biological Conservation*, 123(1), s. 27-35.
- Petrovan, S.O. & Schmidt, B.R. 2016, Volunteer Conservation Action Data Reveals Large-Scale and Long-Term Negative Population Trends of a Widespread Amphibian, the Common Toad (*Bufo bufo*), *PloS one*, 11(10).
- Piha, H. 2006. Impacts of agriculture on amphibians at multiple scales. Academic dissertation, University of Helsinki.
- Piha, H., Luoto, M., & Merilä, J., 2007. Amphibian Occurrence Is Influenced by Current and Historic Landscape Characteristics. *Ecological Applications*, 17(8), s. 2298-2309.
- Price, S., Marks, D., Howe, R., Hanowski, J. & Niemi, G. 2005. The Importance of Spatial Scale for Conservation and Assessment of Anuran Populations in Coastal Wetlands of the Western Great Lakes, USA, *Landscape Ecology*, 20(4), s. 441-454.
- Pullin, A. 2002. *Conservation biology*. Cambridge University Press, Cambridge, England

- Purrenhage, J. & Boone M. 2009. Amphibian Community Response to Variation in Habitat Structure and Competitor Density. *Herpetologica*, 65(1), s. 14-30.
- Ramsar Convention Secretariat 2010. Addressing change in wetland ecological character: Addressing change in the ecological character of Ramsar Sites and other wetlands. 4th edition, vol. 19, Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- R Core Team 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rittenhouse, T. & Semlitsch, R. 2007. Distribution of amphibians in terrestrial habitat surrounding wetlands. *Wetlands*, 27(1), s. 153-161.
- Saarikivi J. 2008. Helsingin matelija- ja sammakkoeläinlajisto sekä tärkeät matelija- ja sammakkoeläinalueet vuonna 2007. Helsingin kaupungin ympäristökeskuksen julkaisuja 8/2008, s. 41.
- Saarikivi J. 2016. Biodiversity in golf courses and its contribution to the diversity of open green spaces in an urban setting. University of Helsinki.
- Saarikivi J. 2018, Vantaan viitasammakkokartoitus, Vantaan kaupunki, Ympäristökeskus, Julkaisuja 2019:3.
- Saarikivi J. & Nieminen, M. 2012. Marja-Vantaan alueen matelija- ja sammakkoeläinselvitys vuonna 2011, Faunatica Oy.
- Sarkar, D. 2008. *Lattice: Multivariate Data Visualization with R*. Springer, New York.
- Semlitsch, R. 2000. Principles for Management of Aquatic-Breeding Amphibians. *The Journal of Wildlife Management*, 64(3), s. 615-631.
- Semlitsch, R. 2008. Differentiating Migration and Dispersal Processes for Pond-Breeding Amphibians. *The Journal of Wildlife Management*, 72(1), s. 260-267.
- Semlitsch, R. & Bodie, R. 2003. Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles, *Conservation Biology*, 17(5), s. 1219-1228.
- Stuart, S., Chanson, J., Cox, N., Young, B., Rodrigues, A., Fischman, D. & Waller, R. 2004. Status and Trends of Amphibian Declines and Extinctions Worldwide. *Science (American Association for the Advancement of Science)*, 306(5702), s. 1783-1786.
- Stumpel, A. 2004. Reptiles and amphibians as targets for nature management. Alterra scientific contributions 13, Alterra green world research, Wageningen.
- Suomen ympäristökeskus (SYKE) 2018. Corine maanpeite 2018 [Verkkodokumentti]. Saatavilla: [https://www.syke.fi/fi-FI/Avoim_tieto/Uutiset/Suomen_Corine_2018_maanpeiteaineistot__s\(48854\)](https://www.syke.fi/fi-FI/Avoim_tieto/Uutiset/Suomen_Corine_2018_maanpeiteaineistot__s(48854)) [Viitattu 5.10.2020].
- Terhivuo, J. 1977. Suomen sammakkoeläinten ja matelijoiden levinneisyyden kartoitus. *Luonnon tutkija*, 81(5).

- Terhivuo, J. 1998. Sammakkoeläimet. Julkaisussa: Suomen luonto; Eläimet; Kalat, sammakkoeläimet ja matelijat (toim. Juhani, L., Raitaniemi, J., Neuvonen, V., Miettinen, K. & Kuosmanen, R-L.) WSOY-yhtymä Weilin+Göös Oy, Porvoo, s. 228-255.
- Vehkaoja, M., Niemi, M. & Väänänen, V-M. 2020. Effects of urban infrastructure on aquatic invertebrate diversity, *Urban Ecosystems*, Vol. 23, s. 831-840.
- Venables B. & Ripley B. 2002. *Modern Applied Statistics with S*. Springer, New York.
- Venäläinen, A., Johansson, M., Kersalo, J., Gregow, H., Jylhä, K., Ruosteenoja, K., Neitiniemi-Upola, L., Tietäväinen, H. & Pimenoff, N. 2019. Pääkaupunkiseudun ilmastotietoa ja -skenarioita. Julkaisussa: Pääkaupunkiseudun ilmasto muuttuu - Sopeutumisstrategian taustaselvityksiä, HSY Helsingin seudun ympäristöpalvelut -kuntayhtymä, s. 12-35.
- Vierikko, K., Salminen, J., Niemelä, J., Jalkanen, J. & Tamminen, N. 2014. Helsingin kestävä viher-rakenne. Helsingin kaupunki.
- Vignoli, L., Bologna, M. & Luiselli, L. 2007. Seasonal patterns of activity and community structure in an amphibian assemblage at a pond network with variable hydrology. *Acta Oecologica*, 31(2), s. 185-192.
- Vignoli, L., Mocaer, I., Luiselli, L. & Bologna, M. 2009. Can a large metropolis sustain complex herpetofauna communities? An analysis of the suitability of green space fragments in Rome. *Animal conservation*, 12(5), s. 456-466.
- Vos, C. 1999. A frog's-eye view of the landscape: quantifying connectivity for fragmented amphibian populations. Wageningen University & Research: Institute for Forestry and Nature Research.
- Vos, C. & Chardon J. 1998. Effects of Habitat Fragmentation and Road Density on the Distribution Pattern of the Moor Frog *Rana arvalis*, *Journal of Applied Ecology*, 35(1), s. 44-56.
- Vos, C., Antonisse-de Jong, G., Goedhart, P. & Smulders, M. 2001. Genetic similarity as a measure for connectivity between fragmented populations of the moor frog (*Rana arvalis*), *Heredity*, 86(5), s. 598-608.
- Vuorio, V., Tikkanen, O., Mehtätalo, L. & Kouki, J. 2015. The effects of forest management on terrestrial habitats of a rare and a common newt species. *European Journal of Forest Research*, 134(2), s. 377-388.
- Väylävirasto 2018. Digiroad-aineistojulkaisu/ latauspalvelu, lisenssi CC 4.0 BY [Verkkodokumentti]. Saatavilla: <https://vayla.fi/vaylista/aineistot/digiroad> [Viitattu 5.10.2020].
- Waddle, J. 2006. Use of amphibians as ecosystem indicator species. Academic dissertation, University of Florida.
- Wei T. & Simko V. 2017. R package "corrplot": Visualization of a Correlation Matrix.
- Wells, K. 2008. *The ecology and behavior of amphibians*. University of Chicago Press, Chicago.

- Whitfield Gibbons, J., Christopher, W., Scott, D., Willson, J., Glaudas, X., Andrews, K., Todd, B., Fedewa, L., Wilkinson, L., Tsaliagos, R., Harper, S., Greene, J., Tuberville, T., Metts, B., Dorcas, M., Nestor, J., Young, C., Akre, T., Reed, R., Buhlmann, K., Norman, J., Croshaw, D., Hagen C. & Rothermel, B. 2006. Remarkable Amphibian Biomass and Abundance in an Isolated Wetland: Implications for Wetland Conservation. *Conservation Biology*, 20(5), s. 1457-1465.
- Wickham H. 2016. *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York.
- Ympäristöministeriö 2011. Suomessa esiintyvät luontodirektiivin II, IV ja V –liitteen lajit. Valtion ympäristöhallinto.
- Zhang, W., Shu, G., Li, Y., Xiong, S., Liang, C. & Li, C. 2018. Daytime driving decreases amphibian roadkill, *PeerJ*, 6.
- Zuur, A. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer, New York, NY.